



ALTEERRA

WAGENINGEN UR

Ecosysteemdiensten en bodembeheer

Maatregelen ter verbetering van biologische bodemkwaliteit

J.H. Faber
G.A.J.M. Jagers op Akkerhuis
J. Bloem
J. Lahr
W.H. Diemont
L.C. Braat



Alterra-rapport 1813, ISSN 1566-7197



Ecosysteemdiensten en bodembeheer

In opdracht van het Ministerie van VROM, Directie Duurzaam Produceren (voorheen: Bodem, Water en Landelijk Gebied), en mede mogelijk gemaakt door het Ministerie van LNV, beleidsondersteunend onderzoek thema Agrobiodiversiteit.

Projectcode [BO-07-010-004 en BO-07-010-005]

Ecosysteemdiensten en bodembeheer

Maatregelen ter verbetering van biologische bodemkwaliteit

J.H. Faber

G.A.J.M. Jagers op Akkerhuis

J. Bloem

J. Lahr

W.H. Diemont

L.C. Braat

Alterra-rapport 1813

Alterra, Wageningen, 2009

REFERAAT

Faber, J.H., G.A.J.M. Jagers op Akkerhuis, J. Bloem, J. Lahr, W.H. Diemont & L.C. Braat, 2009. *Ecosysteemdiensten en transitie in bodemgebruik; Maatregelen ter verbetering van biologische bodemkwaliteit*. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1813. 150 blz.; 14 fig.; 29 tab.; 245 ref.

In het vernieuwde bodembeleid in Nederland komt meer nadruk op ecosysteemdiensten van de bodem. Bij de omschakeling naar duurzame landbouw, bij ontwikkeling van natuur op voormalige landbouwgrond, bij natuurherstel en ook bij een transitie naar groenere steden kunnen ecosysteemdiensten van de bodem worden benut om doelstellingen van gebruikers en *stakeholders* te realiseren met minder inputs, tegen lagere kosten en met minder afwenteling. Op basis van literatuurstudie worden in dit rapport praktijkmaatregelen beschreven die ecosysteemdiensten van de bodem bevorderen. Hierbij zijn tien voor Nederland typerende combinaties van grondsoort en landgebruik in beschouwing genomen. Voor vier maatregelen is de omvang van het te verwachten resultaat beschreven, en de termijn waarop dit kan worden bereikt. Organische stof is een sleutelfactor bij alle ecosysteemdiensten van de bodem. De benadering van bodembeheer gericht op ecosysteemdiensten is werkbaar, maar moet voor toepassing in de praktijk locatiespecifiek worden uitgewerkt. Het concept van lijkt kansrijk, maar nog weinig bekend in de praktijk, vooral bij indirect betrokkenen zoals waterschappen en provincies. Voor financiering van maatregelen die het functioneren van ecosysteemdiensten verbeteren zijn indirect betrokken *stakeholders* nog niet vanzelfsprekend in beeld.

Trefwoorden: ecosysteemdiensten; bodemkwaliteit, duurzaam bodemgebruik; bodembeheer, organische stof; bodemdiensten

ISSN 1566-7197

Dit rapport is gratis te downloaden van www.alterra.wur.nl (ga naar 'Alterra-rapporten'). Alterra verstrekt geen gedrukte exemplaren van rapporten. Gedrukte exemplaren zijn verkrijgbaar via een externe leverancier. Kijk hiervoor op www.boomblad.nl/rapportenservice.

© 2009 Alterra
Postbus 47; 6700 AA Wageningen; Nederland
Tel.: (0317) 480700; fax: (0317) 419000; e-mail: info.alterra@wur.nl

Niets uit deze uitgave mag worden veelevoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van Alterra.

Alterra aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

Inhoud

Woord vooraf	7
Samenvatting	9
1 Inleiding	11
1.1 Achtergrond	11
1.2 Directe aanleiding	15
1.3 Vraagstelling	15
1.4 Doelstelling	16
1.5 Leeswijzer	17
2 Van ecosysteemdienst naar maatregel	19
2.1 Ecosysteemdiensten uitgangspunt	19
2.2 Ecosysteemdiensten: betekenis en bedreigingen	21
2.2.1 Nutriëntenlevering en -retentie	22
2.2.2 Bodemstructuur	24
2.2.3 Ziekte- en plaagwering	26
2.2.4 Weerstand tegen stress	27
2.2.5 Flexibiliteit	28
2.2.6 Opbouw en afbraak organisch materiaal	28
2.2.7 Zelfreinigend vermogen	31
2.2.8 Waterregulatie	32
2.2.9 Klimaatfuncties	33
2.2.10 Habitatfunctie en bescherming biodiversiteit	38
2.3 Focus op relevante ecosysteemdiensten	40
2.3.1 Werkwijze	41
2.4 Selectie van maatregelen	41
3 Bodembeheer gericht op ecosysteemdiensten; algemene principes	43
3.1 Nutriëntenlevering en -retentie	44
3.2 Bodemstructuur	49
3.3 Regulatie organische stof	50
3.4 Ziekte en plaagwering	50
3.5 Weerstand tegen stress	51
3.6 Flexibiliteit	53
3.7 Zelfreinigend vermogen	53
3.8 Waterregulatie	54
3.9 Klimaatfunctie	54
4 Bodembeheer in transitie; uitwerking naar bodemcategorieën	61
4.1 Transitie veranderd landgebruik: natuurherstel	61
4.1.1 Gemengd bos op zand	61
4.1.2 Heide op zand	68

4.1.3	Halfnatuurlijk grasland op zand	73
4.2	Transitie duurzame landbouw	77
4.2.1	Akkerbouw op zand	79
4.2.2	Akkerbouw op klei	86
4.2.3	(Melk)veehouderij op zand	91
4.2.4	(Melk)veehouderij op klei	93
4.2.5	(Melk)veehouderij op löss	94
4.2.6	(Melk)veehouderij op veen	94
4.3	Transitie groene stad	96
5	Synthese maatregelen en ecosystemendiensten	101
5.1	Algemene principes in bodembeheer voor ecosystemendiensten	101
5.2	Bodemdiensten t.b.v. transitie in bodemgebruik	103
5.3	Kwantitatieve uitwerking maatregelen	104
5.4	<i>Trade-off</i> tussen ecosystemendiensten	111
5.5	<i>Trade-off</i> tussen maatregelen	112
6	Financiering	115
6.1	Moneteren van diensten	117
6.2	Aanbevelingen voor financiering	118
6.3	Kosten van maatregelen	118
7	Kennishiaten	121
7.1	Organische stof	121
7.2	Biodiversiteit en ecosystemendiensten	121
7.3	Flexibiliteit, adaptief vermogen en veerkracht	122
7.4	Referentiebeelden RBB	122
8	Aanbevelingen	125
8.1	Beleid	125
8.2	Praktijkadvies	126
8.3	Onderzoek	127
	Literatuur	129
	Bijlage 1 Millennium Assessment: ecosystem services	145
	Bijlage 2 Opmerkingen bij referentiebeelden RBB	149

Woord vooraf

Mede in het kader van internationale ontwikkelingen werkt de Nederlandse overheid aan een waarderingsstelsel van bodemkwaliteit op basis van ecosysteemdiensten. Dit heeft geleid tot een systematiek van Referentiebeelden Biologische Bodemkwaliteit. Deze RBB systematiek is afgestemd met bodemgebruikers, beleidsmensen en onderzoekers (Rutgers et al. 2005). De benadering is inmiddels getest in regionale pilots in de Hoeksche Waard, Drenthe en Banisveld. Momenteel wordt gewerkt aan een RBB handboek bodembeheer dat als naslagwerk te gebruiken zal zijn. Voorliggend rapport is het resultaat van een inhoudelijke voorstudie in dit traject.

Het project is uitgevoerd in opdracht van het ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Directie Duurzame Productie (voorheen Directie Bodem, Water en Landelijk Gebied). Een deel van de literatuurstudie is uitgevoerd door *matching* met beleidsondersteunend onderzoek 'Agrobiodiversiteit' voor het ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit.

De opzet van de studie en tussentijdse resultaten zijn besproken met een klankbordgroep van vertegenwoordigers van kennisinstututen en praktijkorganisaties:

Lijbert Brussaard	Wageningen Universiteit, Soil Biology and Biological Soil Quality Group
Nick van Eekeren	Louis Bolk Instituut
Mark Heijmans	Zuidelijke Land- en Tuinbouworganisatie, ZLTO
Michiel Rutgers	Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, RIVM
Roelof Schuiling	Natuurmonumenten, regio Noord
Bas Volkers	Ministerie van LNV, Directie Natuur
Joke van Wensem	Technische Commissie Bodembescherming

Onze dank voor het meedenken en de constructieve inbreng.

Samenvatting

Onlangs hebben deskundigen biologische typeringen opgesteld voor specifieke combinaties van grondsoort en bodemgebruik in Nederland. De beschrijving van het bodemleven voor deze zgn. bodemcategorieën zijn gebaseerd op monitoring in natuurgebieden, bouwland en stadsparken. Voor elke bodemcategorie is het bodemleven beschreven dat typerend is voor een relatief duurzame biologische bodemkwaliteit. Deze 'referentiebeelden biologische bodemkwaliteit' kunnen worden gezien als richtingwijzers voor een eindsituatie die het resultaat is van een duurzamer gebruik van de bodem. Goede biologische bodemkwaliteit is bevorderend voor de ecologische diensten van de bodem. Het benutten van bodemdiensten vermindert de behoefte aan externe *input* en technologische maatregelen, vermindert de afwenteling naar elders en later, en kan betere resultaten geven voor de gebruiker en indirect betrokken stakeholders.

De studie is dan ook gericht op het identificeren van relevante ecosysteemdiensten van de bodem die kunnen worden benut in een transitie naar duurzamer bodemgebruik, en het benoemen van maatregelen om deze te stimuleren. Op basis van nationale en internationale literatuur worden aanbevelingen voor toepasbare maatregelen beschreven, uitgewerkt naar ecosysteemdienst en bodemcategorie.

Het gaat hier enerzijds om bodemdiensten die direct van belang zijn voor het specifieke bodemgebruik en de direct betrokken bodembeheerder, zoals de regulatie van bodemvruchtbaarheid, organische stof, waterhuishouding, het behoud van goede bodemstructuur en natuurlijke ziekte- en plaagwering. Anderzijds zijn ook de indirecte belangen van andere stakeholders op andere schaalniveaus in beschouwing genomen. Daarbij speelt mee de betekenis van de bodem voor de regulatie van broeikasgassen (klimaat), de kwaliteit van drinkwater en oppervlaktewater, en het voorkomen van erosie. In het bijzonder is de studie gericht op bodemdiensten die nuttig zijn bij het realiseren van transities in bodemgebruik: de transitie duurzame landbouw, natuurontwikkeling en –herstel, en de overgang naar de groene stad.

Het resultaat is een kwalitatieve opsomming van maatregelen waarmee de biologische kwaliteit van de bodem kan worden verbeterd opdat meer profijt kan worden getrokken van bodemdiensten. De effectiviteit van maatregelen en de termijn waarop positieve effecten te realiseren zijn in meerdere gevallen kwantitatief uitgewerkt. Zo is bij 20 jaar organische bemesting het organische stofgehalte van de bodem 20-30% hoger dan bij gebruik van kunstmest, en is het organisch stofgehalte na 6 jaar niet-kerende grondbewerking hoger dan bij ploegen.

Verder is aandacht besteed aan synergie en '*trade offs*' tussen bodemdiensten en tussen maatregelen. De voornaamste bevinding hierbij is dat een goed beheer van organische stof bevorderlijk is voor alle bodemdiensten. Bepaalde maatregelen om het organisch stofgehalte omhoog te brengen kunnen echter gevolgen hebben in de vorm van verhoogde lachgas-emissie of uitspoeling van bestrijdingsmiddelen.

Het rapport eindigt met een financiële paragraaf en het signaleren van kennishiaten, en doet aanbevelingen voor beleid, onderzoek en praktijk.

1 Inleiding

Ecosysteemdiensten zijn de goederen en diensten (producten en werk) die ecosystemen leveren aan mensen. In het natuur- en milieubeschermingsdenken is het begrip geleidelijk aan opgekomen om het maatschappelijk belang aan te geven van biodiversiteit en goede milieukwaliteit voor het economische en sociaal-cultureel welbevinden van de mens. In de hedendaagse gedachtevorming rond duurzaamheid waarvan *people, planet, profit*¹ de drie peilers vormen, neemt het concept ecosysteemdiensten inmiddels een centrale positie in. Ecosystemen met hun levende have hebben waarde, en niet alleen een intrinsieke waarde in ethisch opzicht. Vanuit dit besef ontstaat vanzelf de vraag hoe deze waarde te conserveren en verder te ontwikkelen. Duurzaam gebruik van ecosystemen en natuurlijke hulpbronnen komt dan neer op het conserveren en stimuleren van ecosysteemdiensten. Het betekent ook het vaker loslaten van technologische oplossingen om meer gebruik te maken van deze diensten. Het benutten van ecosysteemdiensten van de bodem (bodemdiensten) biedt een gebruiker mogelijkheden om met minder *input* tegen lagere kosten en met minder afwenteling gebruiksdoelen te realiseren. Hier liggen daarom kansen voor de omschakeling naar duurzamere landbouw en voor ontwikkeling van natuur op voormalige landbouwgrond en natuurherstel.

1.1 Achtergrond

Nationaal kader

De focus van het Nederlandse bodembeleid is sinds het Vierde Nationaal Milieubeleidsplan (VROM 2001b) en de Beleidsbrief Bodem (VROM 2003) uitgegroeid van ‘bescherming van bodemkwaliteit’ naar ‘duurzaam gebruik van de bodem’. Iets eerder werd de toon al gezet met de lagenbenadering uit de Vijfde Nota Ruimtelijke Ordening (VROM 2001a) (hoewel deze nota geen beleidstatus heeft gekregen). Hierin werden de gesteldheid en de draagkracht van de bodem als leidende principes voor ruimtelijke ordening geponeerd. Deze accentverschuiving gaat gepaard met meer aandacht voor de rol en betekenis van bodemecosystemen, voor de “gezondheid” van bodemecosystemen, en wordt ingezet op meer duurzaam gebruik van ecosysteemdiensten van de bodem (TCB 2000, 2003; Chemielinco 2002). Het regeerakkoord “Samen werken, samen leven” van het Kabinet en het beleidsprogramma Biodiversiteit 2008-2011 “Biodiversiteit werkt: voor natuur, voor mensen, voor altijd” stellen prioriteiten die zijn gericht op het verduurzamen van het gebruik van biodiversiteit en ecosysteemdiensten, op het beschermen van kwetsbare en waardevolle biodiversiteit en op het verbeterde beheer van de mariene ecosystemen. Dit bouwt voort op het Beoordelingskader Biodiversiteit (VROM, 2002) waarin als focuspunten werden benoemd ‘functies van biodiversiteit’ (goederen en diensten), ‘waarden van biodiversiteit’ (economisch, sociaal, ecologisch) en ‘belanghebbenden’.

¹ In plaats van *profit* wordt soms ook wel de term *prosperity* gebruikt.

In andere nota's en rapporten worden ook wel vergelijkbare termen als groene en blauwe diensten gebruikt, al gaat het dan niet altijd expliciet om diensten van ecosystemen.

Internationaal kader

Het concept komt in de moderne vorm voort uit de studie onder auspiciën van de Verenigde Naties geheten de "Millennium Ecosystem Assessment" (MA, 2005) en heet daar *ecosystem services*, hetgeen zowel de goederen als diensten (producten en werk) omvat die ecosystemen leveren aan mensen.

Een belangrijke verdienste van de MA is dat het concept systematisch is gedocumenteerd en geplaatst in de context van de "environmental sciences", en dat een link is gelegd tussen het *Driver-Pressure-State-Impact-Response* model en het inmiddels politiek doorgedrongen concept biodiversiteit, zij het vooral beschrijvend en kwalitatief. Sinds 2005 is een reeks van studies in uitgevoerd die het verband analytisch uitwerken en kwantificeren, en de economische betekenis van biodiversiteit ook monetariseren op basis van ecosystemendiensten (o.a. Braat en Ten Brink, 2008).

Met de MA is het concept ook in de internationale beleidsorganen ingevoerd. In 2006 bracht de Europese Commissie de Communication on Biodiversity onder de titel *Mededeling van de commissie; Het biodiversiteitsverlies tegen 2010 - en daarna - tot staan brengen: De ecosystemendiensten in stand houden in het belang van de mens* (Brussel, 22.5.2006; COM(2006) 216).

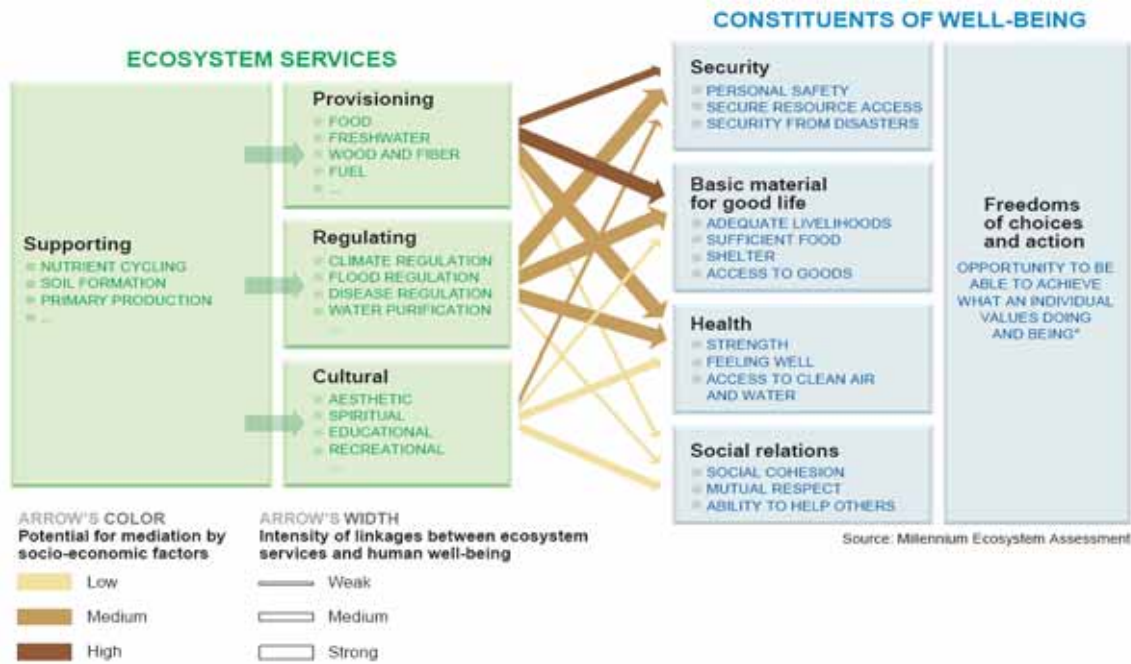
Citaat uit de Inleiding:

"De afgelopen tientallen jaren heeft de mens enorm veel baat gehad van ontwikkelingsprocessen die ons leven hebben verrijkt. Een groot deel van die ontwikkeling is echter gepaard gegaan met een achteruitgang van zowel de variëteit als de omvang van natuurlijke systemen – de zogeheten biodiversiteit. Dit verlies aan biologische diversiteit op het niveau van ecosystemen, soorten en genen is zorgwekkend, niet alleen vanwege de belangrijke intrinsieke waarde van de natuur, maar ook omdat het resulteert in een achteruitgang van de zogenoemde 'ecosysteemdiensten' die door natuurlijke systemen aan de mens worden verstrekt' (cursivering door auteurs). Deze diensten omvatten de productie van voedsel, brandstof, vezels en geneesmiddelen, de waterhuishouding, de regulering van luchtkwaliteit en klimaat, de in stand houding van de bodemvruchtbaarheid en de nutriëntencyclus. In deze context is de zorg voor de biodiversiteit een integrerend onderdeel van duurzame ontwikkeling en een belangrijke voorwaarde voor concurrentievermogen, groei, werkgelegenheid en een groter welzijn. De onlangs door de secretaris-generaal van de VN gelanceerde *Millennium Ecosystem Assessment* (MA) bracht aan het licht dat deze ecosystemendiensten, zowel in de EU als in de rest van de wereld, er voor het merendeel op achteruitgaan. Waar het volgens deze VN-beoordeling op neerkomt, is dat wij het natuurkapitaal van onze planeet opgebruiken en het vermogen van ecosystemen om toekomstige generaties te onderhouden in gevaar brengen. Wij kunnen dit proces nog omkeren, maar dan moeten er wel ingrijpende veranderingen in beleid en praktijk komen."

Definities (MA, 2005a; p.3) en conceptuele implicaties

“Ecosystem services are the benefits people obtain from ecosystems. These include provisioning services such as food and water; regulating services such as regulation of floods, drought, land degradation, and disease; supporting services such as soil formation and nutrient cycling; and cultural services such as recreational, spiritual, religious, and other nonmaterial benefits.

An ecosystem is a dynamic complex of plant, animal, and microorganism communities and the nonliving environment interacting as a functional unit. Humans are integral parts of ecosystems. Ecosystems vary enormously in size; a temporary pond in a tree hollow and an ocean basin can both be ecosystems.



Figuur 1. The Millennium Ecosystem Assessment Framework

Human well-being has multiple constituents, including basis material for a good life, freedom of choice and action, health, good social relations, and security. Well-being is at the opposite end of a continuum from poverty, which has been defined as a “pronounced deprivation in well-being”. The constituents of well-being, as experienced and perceived by people, are situation-dependent, reflecting local geography, culture, and ecological circumstances.”

A clear and useful distinction has been introduced between the internal dynamics within ecosystems (ecosystem functioning or supporting services), and the useable (potential) and used (actual) goods and services of ecosystems (provisioning, regulating, and cultural services). The potential and actual levels of ecosystems services are affected with the changes in ecosystem processes within ecosystems, e.g. as consequences of climate change, of the extraction of plant and animal specimens, nutrients, and water and the input of toxic substances.

Biodiversity and ecosystem services (MA, 2005b)

- Species composition is often more important than the number of species in affecting ecosystem processes. *Conserving or restoring the composition of communities, rather than simply maximizing species numbers, is critical to maintaining ecosystem services.*
- The properties of species are more important than species number in influencing climate regulation. *Climate regulation is influenced by species properties via effects on sequestration of carbon, fire regime, and water and energy exchange. The traits of dominant plant species, such as size and leaf area, and the spatial arrangement of landscape units are a key element in determining the success of mitigation practices such as afforestation, reforestation, slowed-down deforestation, and biofuel plantations.*
- The nominal or functional extinction of local populations can have dramatic consequences in terms of regulating and supporting ecosystem services. *Before becoming extinct, species become rare and their ranges contract. Therefore their influence on ecosystem processes decreases, even if local populations persist for a long time, well before the species becomes globally extinct.*
- Preserving interactions among species is critical for maintaining long term production of food and fiber on land and in the sea. *The production of food and fiber depends on the ability of the organisms involved to successfully complete their life cycles. For most plant species, this requires interactions with pollinators, seed disseminators, herbivores, or symbionts. Therefore, land use practices that disrupt these interactions will have a negative impact on these ecosystem services.*
- The diversity of landscape units also influences ecosystem services. *The spatial arrangement of habitat loss, in addition to its amount, determines the effects of habitat loss on ecosystem services. Fragmentation of habitat has disproportionately large effects on ecosystem services.*

Very little work has been done on the quantification of the functional relationships between biodiversity features such as mean species abundance, species richness, extinction risks etc and specific ecosystem services. The above characterisations are based on the ecological textbooks and the mass of qualitative case material published through the MA (2005b).

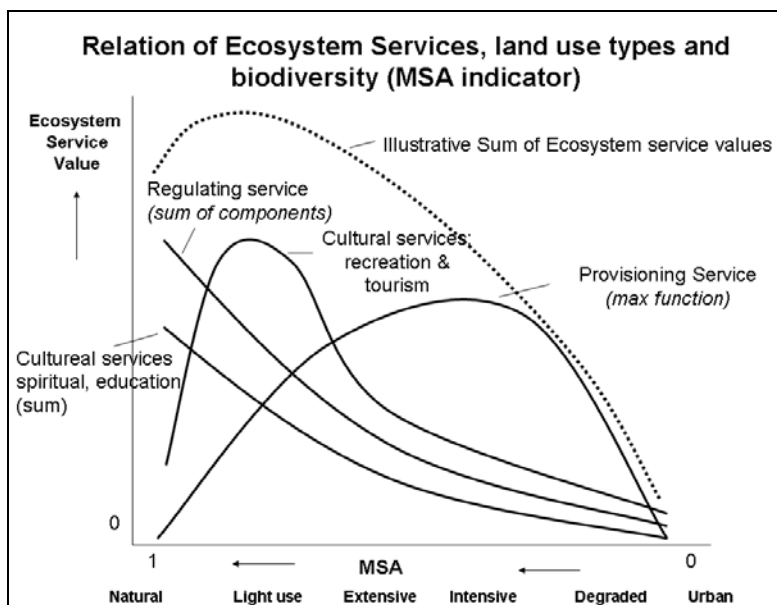
Summarising the discussion above, the following reasoning underlies the shape of the curves (Fig. 2).

Provisioning (P): *There is no provisioning service, by definition, in a pristine ecosystem. With increasing intensity of use and conversion of the structure, species composition and thus functioning of the original natural area, MSA decreases (from 1 to 0) and the benefit flow (EV; ecosystem service value) increases. Adding labor, fertilizer, irrigation, pest control etc. will raise the gross benefits, and possibly the net. At some point, the remaining ecosystem will be reduced to a substrate for production of biomass. The system is defined as being degraded and the final state is, for current purposes defined as approaching zero value, having been built on and covered by concrete or asphalt.*

Regulating (R): *Most of the information from case studies on the regulating services distinguished in the MA points at a complex relationship between the "intact" ecosystem and the service levels. As systems are converted, their regulating service potential, and actual performance drops more or less proportionally with the decrease of MSA along the range of land use types.*

Cultural – recreation (Cr): *A crucial feature in the valuation of the recreational services of ecosystems is accessibility. The graph therefore displays an increase from low value at inaccessible pristine systems to high values in accessible light use systems and a subsequent drop to degraded systems. This is of course very much generalised, as the biodiversity aspect counts, not the openness of landscapes, the cultural-historical value or amenities.*

Cultural – Information (Ci): *Most of the other cultural ecosystem services and their values are a function of the information content which is considered to decrease with the degree of conversion.*



Figuur 2. Generalised functional relationships between ecosystem service level and degree of land use intensity (uit Braat & Ten Brink, 2008).

1.2 Directe aanleiding

Mede in het kader van internationale ontwikkelingen werkt de Nederlandse overheid nu aan een waarderingstelsel voor bodemkwaliteit op basis van ecosysteemdiensten. Uitgangspunt hierbij is de database van de Bodembioologische Indicator (BoBI) die is opgebouwd in het kader van het Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit (LMB). Deze monitoringgegevens geven inzicht in de biologische kwaliteit van de bodem in relatie tot het landgebruik. Met RIVM als trekker zijn in 2006 meerdere workshops gehouden met bodemgebruikers, beleids mensen en onderzoekers waaruit de zogenaamde RBB systematiek voor referentiebeelden biologische bodemkwaliteit is voortgekomen (Rutgers et al. 2005). Deze benadering is recentelijk getest met regionale *pilots* in de Hoeksche Waard (Rutgers et al. 2007b), Drenthe (Smeding et al. 2008) en Banisveld (Huijsmans en De Wit, 2008). Verder wordt gewerkt aan een RBB handboek bodembeheer, waarvoor inmiddels typering van bodem-ecosystemen in Nederland met tien referenties voor biologische bodemkwaliteit zijn afgerond (Rutgers et al. 2007a). Ter voorbereiding van dit handboek moet nu duidelijk worden hoe ecosysteemdiensten van de bodem kunnen worden benut om transitie in bodemgebruik te bespoedigen. De referentiebeelden zijn dan als richtingwijzer op te vatten. Daarna komt de vraag aan de orde met welke maatregelen in de praktijk de ecosysteemdiensten effectief kunnen worden bevorderd.

1.3 Vraagstelling

Op basis van de BoBI-dataset hebben deskundigen onlangs typering opgesteld voor tien bodemcategorieën (in dit rapport bedoeld als specifieke combinaties van grondsoort en bodemgebruik). Zij hebben locaties geselecteerd waar het aanwezige

bodemleven als referentie kan worden beschouwd voor een relatief duurzame biologische bodemkwaliteit. Deze referentiebeelden voor biologische bodemkwaliteit worden gezien als richtingwijzers voor een eindsituatie die het resultaat is van een duurzamer gebruik van de bodem. Het is een hulpmiddel bij het streven naar betere bodemkwaliteit bij transities naar duurzamer bodemgebruik:

- Transities naar duurzamer bodemgebruik in de landbouw;
- Transities in landgebruik; natuurontwikkeling op voormalige landbouwgrond;
- Natuurherstel, bijv. op verzuurde bodems;
- Stedelijke vergroening.

Vaak bestaan er bedrijfsmatige en maatschappelijke belemmeringen die deze transities in de weg staan. Vanuit herkenning van deze belemmeringen kunnen ecosysteemdiensten van de bodem (hier: bodemdiensten) worden benoemd die de gebruiker en indirect betrokken stakeholders de mogelijkheid bieden om transitiedoelstellingen te realiseren tegen minder ingrepen en kosten. Het resultaat zou dan een duurzamer bodemgebruik zijn, waarbij op termijn de biologische kwaliteit van de bodem meer gaat lijken op het referentiebeeld.

De vraag is nu met welke praktische ingrepen en maatregelen een bodemgebruiker beter (i.e. duurzamer) gebruik kan maken van relevante bodemdiensten en daarbij de kwaliteit van de bodem kan verbeteren in de richting van het referentiebeeld. Welke bodemdiensten zou een gebruiker van de bodem in zijn voordeel kunnen benutten en hoe kunnen deze bodemdiensten dan het beste worden beheerd en gestimuleerd, gegeven grondsoort en de vorm van bodemgebruik?

Duurzamer bodemgebruik houdt in dat er ook aandacht is voor doelen buiten het lokale schaalniveau, zoals bijdragen aan koolstofvastlegging en waterbeheer. Zowel het directe belang van betrokken partijen, als ook het principe om afwenteling van lasten naar elders en later te voorkomen, maken dat duurzaam bodembeheer op meerdere schaalniveaus moet worden ingevuld. Dit betekent dat bodemdiensten van betekenis kunnen zijn voor andere partijen dan de lokale beheerder en gebruiker van een bodem.

1.4 Doelstelling

Het project moet bijdragen aan initiatieven van de Nederlandse overheid om te komen tot een breed gedragen waardering van biologische bodemkwaliteit. In het onderzoek staan de volgende vragen centraal:

1. Met welke maatregelen kan de biologische bodemkwaliteit dichterbij de referentie worden gebracht, zodat de ecosysteemdiensten beter kunnen worden benut door de gebruiker van de bodem?
2. Op welke termijn hebben de maatregelen effect?
3. Wat zijn de te verwachten kosten en baten van aangepast bodembeheer in termen van verbeterde effectiviteit van de ecosysteemdienst?
4. In hoeverre versterken maatregelen elkaar (synergie) of werken ze elkaar juist tegen? Zijn er maatregelen bevorderlijk voor de ene ecosysteemdienst, maar contraproductief voor een andere (*trade-offs*)?
5. Wat zijn belangrijke kennislücken?

De studie is gericht op het verzamelen van nationale en internationale literatuur over maatregelen, en het compileren van informatie per ecosysteemdienst en bodemcategorie. Speciale aandacht gaat uit naar de vertaling van (a)biotische bodemparameters naar ecosysteemdiensten. De literatuurstudie moet resulteren in een overzicht van de belangrijkste maatregelen waarmee een bodemgebruiker biologische bodemkwaliteit kan bevorderen, zodat ecosysteemdiensten beter (i.e. duurzamer) worden benut.

1.5 Leeswijzer

Hoofdstuk 2 geeft achtergrondinformatie over de tien ecosysteemdiensten zoals die in de RBB-systematiek worden onderscheiden. Hier wordt een korte vergelijking gemaakt met het internationale kader, en wordt de betekenis voor gebruikers van de bodem toegelicht. Verder worden bedreigingen genoemd die het functioneren van de bodem belemmeren en daarmee ecosysteemdiensten verminderen.

Hoofdstuk 3 worden geschikte maatregelen geïnventariseerd waarmee ecosysteemdiensten kunnen worden bevorderd in de landbouw (akkerbouw, veehouderij) en natuurbeheer. Uit deze inventarisatie van literatuurgegevens resulteert als het ware het palet van mogelijkheden om via bodembeheer ecosysteemdiensten te onderhouden en te stimuleren. Er worden algemene principes besproken in de effecten van maatregelen op ecosysteemdiensten die kunnen worden benut om een transitie naar meer duurzaam bodemgebruik te vergemakkelijken.

In het vierde hoofdstuk worden maatregelen besproken die alleen betrekking hebben op specifieke combinaties van grondsoort en bodemgebruik (hierna kortweg 'bodemcategorieën' genoemd). Hier passeren achtereenvolgens tien bodemcategorieën zoals die in de RBB-systematiek zijn uitgewerkt; telkens wordt een korte analyse gegeven van de belemmeringen die kunnen spelen bij transities in het bodemgebruik, om vervolgens de meest relevante ecosysteemdiensten te benoemen die gebruikt kunnen worden om de belemmeringen te verzachten. Het hoofdstuk noemt hierbij geschikte maatregelen om deze diensten te bevorderen.

In hoofdstuk 5 komt het tot een synthese van principes. Er wordt een opsomming van *no regrets* maatregelen gegeven, en een analyse van *trade offs* tussen ecosysteemdiensten en tussen maatregelen. Voor enkele maatregelen worden de resultaten en de termijn waarop deze zijn te realiseren kwantitatief uitgewerkt.

In hoofdstuk 6 komen economische kosten en baten kort aan bod. Kosten van maatregelen worden in beeld gebracht, en er worden aanbevelingen gedaan voor financiering van ecosysteemdiensten.

Hoofdstuk 7 geeft een overzicht van de belangrijkste kennislijnen.

In hoofdstuk 8 worden aanbevelingen gegeven voor beleid, praktijk en onderzoek.

2 Van ecosysteemdienst naar maatregel

2.1 Ecosysteemdiensten uitgangspunt

De primaire focus van het onderzoek ligt bij de ecosysteemdiensten van de bodem; van daaruit wordt voor tien onderscheiden typeringen voor bodemecosystemen (i.e. combinaties van grondsoort en bodemgebruik, hierna kortweg ‘bodemcategorieën’ genoemd) toegewerkt naar specifiek geschikte maatregelen om de biologische bodemkwaliteit te bevorderen. De achtergrondgedachte hierbij is dat goede biologische bodemkwaliteit bevorderend is voor de ecologische diensten van de bodem, en dat deze diensten kunnen worden benut om een transitie naar meer duurzaam bodemgebruik te vergemakkelijken.

Ecosysteemdiensten omvatten zowel ‘*goods*’ als ‘*services*’. Bodembeheer door lokale partijen (boeren, terreinbeheerders, e.d.) is veelal gericht op de productie van zaken waarmee inkomsten kunnen worden gegenereerd (waarvoor een “markt” bestaat). Ecosysteemdiensten en onderliggende regulerende functies van de bodem² die aan de productie van dergelijke doelstellingen bijdragen zijn daarom vanzelfsprekend relevant om te selecteren en te vertalen in maatregelen die bijdragen aan verbeterde bodemkwaliteit³. Minder vanzelfsprekend is de situatie voor diensten waarvan de revenuen voor de kosten van onderhoud niet direct bij de lokale beheerder liggen maar bij partijen met een publiek belang, zoals waterschappen en rijksoverheid. De bodemdiensten zijn dan relevant op een ander schaalniveau dan lokaal. Te denken valt bijvoorbeeld aan bodembeheer ten behoeve van klimaat of drinkwater, vooral wanneer daar geen vergoeding (of sanctie) voor lokaal bodembeheer voor tegenover staat. Het Ministerie van VROM wil nadrukkelijk het belang van *alle* betrokken partijen meenemen bij de selectie van relevante ecosysteemdiensten. Dit is uitgangspunt geweest bij onze werkwijze.

Bij aanvang van het project werd eerst binnen Wageningen UR nagegaan of de ecosysteemdiensten zoals die in de projectomschrijving van VROM worden onderscheiden nog zouden moeten worden verduidelijkt of aangevuld tegen de achtergrond van het internationale circuit. Dit omdat de resultaten van het project ook internationaal moeten worden gepubliceerd, en omdat het handig kan zijn om de Nederlandse insteek vroegtijdig te vergelijken met het internationale kader.

² De regulerende functies van de bodem zijn de ‘supporting services’, de onderliggende functies van de bodem die ten grondslag liggen aan de echte ecosystem services (figuur 1). In het vervolg zal in beide gevallen kortweg de term ecosysteemdiensten worden gebruikt.

³ In het voortraject naar onze studie werd elders het project ‘Bodem, Bedrijf en Biodiversiteit’ (Koopmans et al. 2006) uitgevoerd. Dit project was gefocust op het belang van lokale bodemgebruikers in de landbouw.

Bij deze interne ronde⁴ is onder meer de suggestie ingebracht om als internationaal referentiekader de Millennium Ecosystem Assessment (MA) te volgen. Bij vergelijking van de door VROM (projectplan DGM) onderscheiden ecosysteemdiensten met die welke bij de MA zijn gedefinieerd (Bijlage 1) zijn verschillen te constateren qua naamgeving en onderverdeling.

Tabel 1 geeft een vergelijkend overzicht. De MA heeft zich niet beperkt tot ecosysteemdiensten van de bodem alleen, en geeft daarom vanzelfsprekend een meer uitgebreide opsomming. Opvallend is dat bij de MA geen expliciete ecosysteemdiensten zijn benoemd ten aanzien van flexibiliteit en adaptatievermogen van ecosystemen als gevolg van veranderend landgebruik. Daarentegen onderscheidt MA veel natuurlijke hulpbronnen (goods, provisioning services) en culturele diensten die – voor zover van toepassing op de bodem - niet expliciet terugkomen in de RBB-systematiek .

In beide indelingen komt de geothermische betekenis van de bodem voor warmte-koude opslag niet expliciet aan bod. Gezien het experimentele stadium zal aan deze vorm van bodemgebruik in deze studie verder nog geen uitwerking worden gegeven.

De verschillen zijn op hoofdlijnen besproken met VROM en er zijn vooralsnog geen grote wijzigingen aangebracht in de oorspronkelijke aanpak. De dienst ‘waterretentie (sponswerking)’ wordt ter verduidelijking verder ‘waterregulatie’ genoemd, d.w.z. de noodzakelijke capaciteit voor drainage, opslag en afgifte van water. Ook bij ‘fragmentatie en afbraak organisch materiaal’ zou sprake moeten zijn van regulatie, en zal verder worden gesproken van ‘opbouw en afbraak organische stof’.

Hoewel inhoudelijk verschillen tussen MA- en RBB-systematiek niet groot zijn, kan het vanuit een internationaal communicatief belang van betekenis zijn om meer te conformeren.

4 Met dank aan Dolf de Groot (Wageningen Universiteit, Environmental Systems Analysis Group; expertise op het gebied van ecosysteemdiensten), Henk Wösten (Alterra; deskundige fysische bodemkunde) en Jan Verhagen (Plant Research International; klimaat deskundige).

Tabel 1 Vergelijking van ecosysteemdiensten zoals onderscheiden in de RBB-systematiek en in de Millennium Ecosystem Assessment (MA)

Millennium Ecosystem Assessment	RBB-systematiek	MA equivalentie
Provisioning Services	Productiefuncties	
1. Food	1. Nutriënten retentie en levering	1-3, 30
2. Fiber	2. Bodemstructuur (aggregaten, profielontsluiting)	11, 27
3. Fuel	3. Ziekte en plaagwering	13, 14
4. Genetic resources	Weerstand en flexibiliteit	
5. Biochemicals, natural medicines, and pharmaceuticals	4. Weerstand tegen stress (borging continuïteit van bodemgebruik)	16
6. Ornamental resources	5. Flexibiliteit (adaptatie en verandering van bodemgebruik)	
7. Freshwater	Milieufuncties	
Regulating Services	6. Fragmentatie en afbraak organisch materiaal	30, 27
8. Air quality regulation	7. Zelfreinigend vermogen	7, 8, 12
9. Climate regulation	8. Waterregulatie	7, 10, 11, 31
10. Water regulation	9. Klimaatfuncties (vocht, temperatuur, broeikasgassen)	9
11. Erosion regulation	Habitat functie	
12. Water purification and waste treatment	10. Bescherming diversiteit en landschap (ethische dienst)	
13. Disease regulation		
14. Pest regulation		
15. Pollination		
16. Natural hazard regulation		
Cultural Services		
17. Cultural diversity		
18. Spiritual and religious values		
19. Knowledge systems (traditional and formal)		
20. Educational values		
21. Inspiration		
22. Aesthetic values		
23. Social relations		
24. Sense of place		
25. Cultural heritage values		
26. Recreation and ecotourism		
Supporting Services		
27. Soil Formation		
28. Photosynthesis		
29. Primary Production		
30. Nutrient cycling		
31. Water cycling		

2.2 Ecosysteemdiensten: betekenis en bedreigingen

Deze paragraaf beschrijft de ecosysteemdiensten van de bodem zoals die in de RBB-systematiek worden onderscheiden: de processen in de bodem, het betrokken bodemleven, en de betekenis voor de gebruiker van de bodem. Ook geven we aan wie die gebruikers zijn; dat zijn niet alleen de boer of de terreinbeheerder, maar ook indirect betrokken stakeholders. Verder worden bedreigingen genoemd die het functioneren van de bodem belemmeren en daarmee een ecosysteemdienst kunnen verminderen. Incidenteel zijn vuistregels in een kader gegeven.

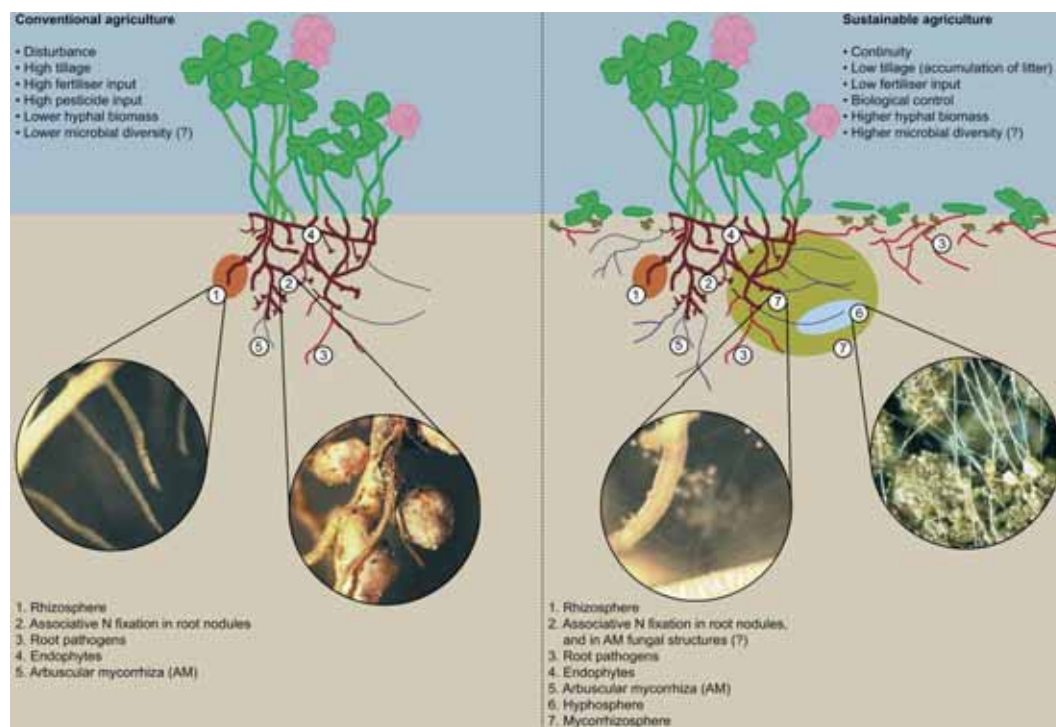
2.2.1 Nutriëntenlevering en -retentie

Nutriëntenlevering is de capaciteit van de bodem om nutriënten beschikbaar te maken voor het gewas. Nutriëntenretentie is de capaciteit van de bodem om nutriënten vast te houden zodat ze niet verloren gaan, bijvoorbeeld door uitspoeling en vervluchtiging. Een goede bodem werkt als een buffer voor nutriënten. Hierbij spelen organische stof en het bodemleven een sleutelrol (Bloem et al. 1997). Bacteriën en schimmels zijn de voornaamste afbrekers van dode organische stof zoals plantenresten en mest. De afbraak van complexe organische verbindingen tot uiteindelijk CO₂, water, minerale stikstof (N), fosfor (P) en andere elementen wordt mineralisatie genoemd. Mineralisatie wordt niet alleen door micro-organismen uitgevoerd, maar ook door dieren die micro-organismen eten (microbivoren) zoals protozoën, nematoden en mijten. Microbivoren worden weer gegeten door grotere dieren (predatoren). Bij iedere schakel van eten en gegeten worden in het bodemvoedselweb komen nutriënten vrij. Deze kunnen vervolgens weer worden opgenomen door planten en micro-organismen voor de productie van nieuwe biomassa. Op deze manier verloopt de nutriëntenkringloop.

In natuurlijke ecosystemen vormt de mineralisatie van organische stof de voornaamste bron van nutriënten voor plantengroei, en is er een balans tussen mineralisatie en nutriëntenopname. In de intensieve landbouw zijn nutriëntenkringlopen minder gesloten omdat veel nutriënten van elders worden aangevoerd in de vorm van kunstmest en krachtvoer. Die grote toevoer van nutriënten van buiten het bedrijf hebben geleid tot hoge gewasproductie, maar ook tot grotere verliezen van vooral stikstof naar water (nitraat) en lucht (ammoniak, lachgas), en tot ophoping van fosfaat in de bodem. Om verdere verontreinigingen te voorkomen wordt de bemesting (steeds meer) beperkt door wettelijke maatregelen.

Doordat er minder (kunst)mest mag worden gebruikt, wordt de landbouw weer meer afhankelijk van natuurlijke processen in de bodem, zoals mineralisatie en nutriëntenretentie. Bij duurzame landbouw wordt gestreefd naar het op peil houden van de productie met minimale effecten op het milieu, waarbij de bodemvruchtbaarheid en nutriëntenlevering niet achteruitgaan. Duurzame landbouw bevordert een divers en actief bodemleven, en gaat gepaard met een goede bodemstructuur en ongestoorde afbraak van organisch materiaal (Mäder et al. 2002; Bloem et al. 2006). Daarom worden ook in de gangbare landbouw weer meer biologische (organische) en extensieve praktijken toegepast. Dit wordt wel geïntegreerde landbouw genoemd. De voornaamste principes zijn minder vee per hectare, vermijden van bestrijdingsmiddelen, vermijden van kunstmest en maximale benutting van organische mest (Hansen et al. 2001). Uiteindelijk leidt dit tot een grotere rol van bodemorganismen in de nutriëntenlevering en -retentie. Organische bemesting met dierlijke mest, compost en/of groenbemesters leidt tot meer afbrekers (*decomposers*) die nutriënten vrijmaken door mineralisatie. In plaats van kunstmest, wordt vruchtwisseling met vlinderbloemigen (vooral klaver) gebruikt waarbij stikstof uit de lucht wordt vastgelegd door *Rhizobium* bacteriën die in symbiose leven met de plant. Bij een lagere beschikbaarheid van mineralen vormen mycorrhizaschimmels een symbiose met plantenwortels. Door een uitgebreid netwerk van schimmeldraden

kan de plant meer water en nutriënten opnemen (Eason et al. 1999, Hamel, 2004, Brussaard et al. 2007). Mycorrhiza's spelen niet alleen een rol bij de opname van fosfaat en zink die sterk adsorberen aan de bodem, maar ook bij de benutting van (organische) stikstof door de plant (Medina et al. 2003; Johansson et al. 2004; Tu et al, 2006). Bij een lagere bemesting neemt de hoeveelheid schimmeldraden toe en spoelt er minder stikstof uit (De Vries et al. 2006, 2007). Zo speelt het bodemleven een belangrijke rol bij zowel de levering als het vasthouden van nutriënten.



Figuur 3. Interacties tussen plantenwortels en micro-organismen bij gangbare en duurzame landbouw (Johansson et al. 2004)

Bedreigingen van nutriëntenlevering en -retentie.

- Te weinig organische mest. Hierdoor is er minder voeding voor het bodemleven, en gaat het organische stofgehalte en de hoeveelheid bodemleven (biomassa) achteruit
- Te veel minerale mest. Hierdoor gaan vooral stikstofbindende bacteriën (*Rhizobia*) en (mycorrhiza) schimmels achteruit.
- Intensieve grondbewerking. Dit versnelt de afbraak van organische stof, waardoor het organische stofgehalte en het bodemleven achteruitgaan.

Een goede nutriëntenlevering is in de eerste plaats van belang voor de gebruiker van de grond (boer, tuinder). Een goede nutriëntenretentie (weinig verliezen) is van belang voor de grondgebruiker zowel als de maatschappij, bijv. waterbedrijven, waterschappen, natuurbeheerders, en overheden. Zie verder bij Organisch materiaal (2.2.5).

Wat milieueisen aangaat doet de EU aan *cross-compliance* bij het uitgeven van de directe inkomenssteun. Zo moet bijv. de ammoniakuitstoot beperkt blijven, anders geen poen. Dit is momenteel een groot probleem voor Nederland. De Nitraatrichtlijn is een ander voorbeeld.

Overmaat stikstof stimuleert microbiële activiteit, waardoor de afbraak van organische stof toeneemt.
--

2.2.2 Bodemstructuur

Bodemstructuur is de onderlinge rangschikking en samenhang van vaste gronddeeltjes (silt, klei, zand en eventuele grotere delen) met organische stof in aggregaten, waarbij het verband binnen aggregaten sterker is dan daartussen. Tussen aggregaten bestaan poriën. De compositie, afmetingen en onderlinge schikking van aggregaten en de geassocieerde poriën (porositeit) vormen belangrijke aspecten van de bodemstructuur (Nikiforoff, 1941; Batey, 1974; Coughlan, 1981).

Onder deze ecosysteemdienst hoort ook het voorkomen van onnatuurlijke bodemerosie door wind en water of grondbewerking (bewerkingserosie). In ons land is watererosie vooral in Zuid Limburg een aanzienlijk probleem (Geelen et al. 2006).

Verder worden bodemvormende en conserverende processen ook tot deze dienst beschouwd. Bodemvorming is van betekenis voor natuurbeheer en vooral natuurontwikkeling, bodemconservering is van belang voor agrarisch bodemgebruik in verband met het verlies van de vruchtbare bovengrond.

Een goede bodemstructuur is een belangrijk aspect van de productiefunctie van de bodem en ondersteunt tal van andere ecosysteemdiensten van de bodem.

De structuur van de bodem is van grote, indirecte betekenis voor het bodemleven en de groei van planten vanwege de invloed op bodemvocht, doorluchtbaarheid, temperatuur en mechanische weerstand (Swift et al. 1979; Letey 1985). Vooral de invloed van een slechte bodemstructuur op de waterbalans is een breed onderkend probleem voor duurzame gewasproductie (Freebairn et al. 1993; Jayawardane & Chan, 1994; Soane & Van Ouwwerkerk, 1994). Omgekeerd is het bodemleven van grote betekenis voor de structuurvorming. Schimmeldraden en excreties, uitwerpselen van bodemdieren en ook de fysieke bewerking en darmpassage van grond bij regenwormen zijn belangrijke factoren in de stabilisatie van aggregaten (Bal, 1982; Bathke et al. 1992; Barois et al. 1993; van Breemen, 1993). Deze nemen in betekenis toe naarmate de bodem grover is van structuur en minder kleideeltjes bevat (Oades, 1993). Regenwormen zijn de belangrijkste diergroep in de bodem met betrekking tot aggregaatvorming (Hopp & Hopkins, 1946; Marinissen, 1995).

De hoogste graad van aggregaatvorming wordt gevonden onder grasland (Allison, 1968) vanwege allerlei stimulerende effecten van de dichte beworteling en de bescherming tegen regenval en erosie, en vanwege de hoge dichtheid aan regenwormen.

De bodems met de beste aggregaatstructuur worden gevonden onder permanent grasland; gras in een rotatie op bouwland draagt sterk bij aan de vorming van aggregaten.

Verlies van vruchtbare bovengrond kan optreden door erosie. Hieronder valt ook bewerkingserosie zoals het verwaaien van fijne bodemdeeltjes tijdens bewerking van braakliggende grond onder droge omstandigheden. Een universele regel is dat erosie en *topsoil* verliezen minimaal zijn onder (blijvende) plantengroei of bedekking met gewasresten; bodembedekking is dus essentieel, en daarmee het teeltsysteem (Tabel 2). Op basis van langlopend Amerikaans onderzoek is uitgerekend dat na 100 jaar continueelt van maïs bij gangbare grondbewerking de dikte van de toplaag is gehalveerd, vergeleken met continu grasland. Vruchtwisseling (rotatie) geeft de helft minder verlies dan continu maïs (Gantzer et al. 1991).

Tabel 2. Dikte van de vruchtbare bovengrond resterend na 100 jaar toepassing van verschillende teeltsystemen (Gantzer et al. 1991).

Teelt	Dikte toplaag (cm)
Maïs continu	20
6-jarige rotatie (maïs, haver, tarwe, klaver, timotheegras)	31
Timotheegras continu	44

Bedreigingen voor een goede bodemstructuur

- Grondbewerking leidt tot verminderde stabiliteit van aggregaten, vooral direct na inzaaien, tot afbraak van organisch materiaal, en tot toenemende oppervlakkige verharding (verslemping) en verminderde hydraulische geleiding (Brunotte, 1990; Chan & Heenan, 1993; Alegre et al. 1986; Loch, 1994; Naidu et al. 1996). Het verwijderen van gewasresten draagt niet bij aan de heropbouw van organische stof.
- Compactie door zware machines onder natte omstandigheden leidt tot reductie van porositeit, hydraulische geleiding en watervasthoudend vermogen, soms tot op grote diepten (Gupta et al. 1989; Bridge & Bell, 1994).
- Grondbewerking onder te natte of droge omstandigheden
- Compactie door regenval, gevolgd door korstvorming ('slempkorst') door het uiteenvallen van aggregaten leidt eveneens tot verminderde porositeit en hydraulische geleiding (Clark en Marshall, 1937; Coughlan 1981; Loch, 1994), en verhoogt de kans op *run off* van grond, nutriënten en bestrijdingsmiddelen (Tebrügge et al. 1999). Braakliggende grond is niet bevorderlijk.
- Gebruik van ammonium kunstmest en teveel aan stikstofmeststoffen versnelt de afbraak van organische stof.

Omdat bodemstructuur direct verband houdt met de regulatie van organische stof en water is een goede bodemstructuur als ecosysteemdienst van algemeen maatschappelijk belang. De lokale boer en terreinbeheerder "verbouwen" er gewassen of natuur, indirect profiteren waterbeheerders, waterwinners, investeerders, recreanten, omwonenden en overheden elders (en wellicht later) van gerelateerde

diensten als zelfreinigend vermogen, waterregulatie en de klimaatfunctie. Zie ook betreffende subparagrafen.

2.2.3 Ziekte- en plaagwering

Met ziektewering van grond tegen een ziekteverwekker wordt bedoeld dat wanneer een gewas op die grond geteeld wordt er weinig schade optreedt bij aanwezigheid van de ziekteverwekker (Lamers & Westerdijk, 2005). Voor plaagonderdrukking door de bodem kan men in principe eenzelfde definitie hanteren. Bekende ziektes die vanuit de grond gewassen aantasten zijn:

- Aardappelrot door de schimmel *Phytophthora infestans* (ook bij tomaten);
- Wortelrot door schimmels van de geslachten *Pythium*, *Rhizoctonia* (lakschurft, wortelbrand) en *Fusarium* (droogrot);
- Schurft, veroorzaakt door de bacterie *Streptomyces (scabies)*;
- Ziekten veroorzaakt door aaltjes (nematoden) zoals aardappelmoehid.

Er zijn twee manieren waarop de bodem ziekteverwerendheid kan verwerven. Van algemene ziekteverwerendheid is sprake wanneer pathogenen door algemene concurrentie om voedingsstoffen (bodemfungistasis), predatie en parasitisme geen kans krijgen (Lamers & Westerdijk, 2005). Dit treedt op in bodems met een hoge microbiële activiteit (Janvier *et al.* 2007) en er zijn meerdere organismen bij betrokken. De microbiële diversiteit is dus ook belangrijk (o.a. Garbeva *et al.* 2006). Bij specifieke bodemweerbaarheid zijn bepaalde organismen of groepen organismen betrokken die als antagonisten fungeren gedurende bepaalde fasen van de levenscyclus van de ziekteverwekkers. Een antagonist kan bijvoorbeeld stoffen uitscheiden die de pathogenen remmen. Specifieke bodemweerbaarheid is vaak beter onderzocht (Janvier *et al.* 2007).

Er zijn verschillende gradaties van ziekteverwerendheid (Baker & Cook, 1974, geciteerd door Janvier *et al.* 2007):

- de pathogenen kunnen zich niet handhaven;
- de pathogenen handhaven zich wel, maar veroorzaken niet of nauwelijks schade;
- de pathogenen veroorzaken kortstondig schade, maar de ziekte verdwijnt daarna grotendeels terwijl de pathogenen aanwezig blijven.

Plantenziekten treden alleen op als een gevoelige waardplant en een ziekteverwekker elkaar ontmoeten in een geschikte omgeving (Sullivan, 2004). Als een van deze drie voorwaarden niet aanwezig is kunnen ziekten niet optreden. In deze constatering liggen aanknopingspunten besloten voor de verschillende typen cultuurmaatregelen waarmee ziekteverwerendheid van de bodem kan worden verhoogd (zie Hoofdstukken 3 en 4).

Van bodemweerbaarheid tegen plagen zijn minder voorbeelden bekend. De relatie tussen de ondergrond en bovengrond bij plaagonderdrukking is een betrekkelijk nieuw onderzoeksveld. Bodembeheer is relevant indien de plaag (of een antagonist)

een gedeelte van de levenscyclus in de bodem volbrengt. Dit is bijvoorbeeld het geval bij tripsen, die als larve en popstadium in de bodem zitten (Vosman *et al.* 2007).

Een gezonde bodem met voldoende nutriënten kan ook de weerbaarheid van het gewas zelf tegen plaagorganismen en ziekten vergroten (Altieri & Nicholls, 2003; Sullivan, 2004).

De belangrijkste bedreigingen voor de ziekte- en plaagwerendheid van de bodem zijn:

- Gebruik van bestrijdingsmiddelen. Deze kunnen de microbiële gemeenschap dusdanig verstoren dat de pathogenen enige tijd na behandeling juist toenemen (o.a. Lamers & Westerdijk, 2005; van Bruggen *et al.* 2006). Een bekend voorbeeld is het thans verboden grondontsmettingsmiddel methylbromide. Als dit eenmaal wordt gebruikt zijn er steeds vaker behandelingen nodig om de pathogenen in bedwang te houden (Sullivan, 2004). Ook is in de literatuur gerapporteerd dat de wortels van planten die sterven door herbicidegebruik worden gekoloniseerd door schimmelziekten (Sullivan, 2004). De toediening van glyfosaat of paraquat in bonen leidde tot een toename van *Pythium* in de bodem enige weken na behandeling (Descalzo *et al.* 1998, in Ghorbani *et al.* 2008).
- Overmatig gebruik van kunstmest (Ghorbani *et al.* 2008). Dit leidt tot sterke groei van planten waardoor de weerstand afneemt. Een tekort aan nutriënten kan planten echter ook vatbaarder maken. De vorm waarin stikstof wordt toegediend is in dit verband erg belangrijk (Ghorbani *et al.* 2008).
- Teveel of verkeerd ploegen kan leiden tot vochtverlies en verlies van organische stof (o.a. Krupinsky *et al.* 2002), en kan de microbiële gemeenschap verstoren waardoor de vatbaarheid voor ziekten toeneemt.
- Monoculturen en continueelt. Veel plantenziektes gedijen goed in een situatie waarin jaar na jaar hetzelfde gewas wordt verbouwd (Bailey & Lazarovits, 2003; Sullivan, 2004). Hierop zijn echter uitzonderingen (zie §4.4).

2.2.4 Weerstand tegen stress

De weerstand van de bodem is het vermogen om de gevolgen van stress (bijv. droogte, verontreiniging, verandering van landgebruik) te beperken. Bij de stabiliteit van de bodem zijn twee eigenschappen van belang: (1) het op peil blijven van bodemfuncties bij verstoring (weerstand) en (2) een snel herstel na verstoring (veerkracht). De weerstand van de bodem wordt beïnvloed door de fysisch-chemische eigenschappen, het organische stofgehalte, de samenstelling van de vegetatie en de fysiologie en diversiteit van bodemorganismen (Orwin & Wardle, 2005; Griffiths *et al.* 2008).

Bedreigingen voor de weerstand:

- Verzuring
- Verontreiniging
- Verdroging
- Afname organische stof
- Afname biodiversiteit
- Bederf bodemstructuur

Een goede weerstand tegen stress (bijv. droogte, verhoogde temperatuur, verandering in gebruik) is in de eerste plaats van belang voor de gebruiker van de grond (boer, tuinder, natuurbeheerder). Een goede weerstand is ook van algemeen belang, bijv. waterbedrijven, waterschappen, natuurbeheerders, en overheden, bijvoorbeeld doordat het zelfreinigend vermogen minder wordt aangetast. Zie verder bij Opbouw en afbraak van organisch materiaal (2.2.6).

2.2.5 Flexibiliteit

Flexibiliteit is hier het vermogen van de bodem om bij veranderingen in het gebruik optimaal te blijven functioneren. Het heeft te maken met multifunctionele bodemkwaliteit (maar dan zonder de beleidsmatige connotatie van afwezigheid van bodemverontreiniging). Om verschillende functies te kunnen vervullen is er een functionele diversiteit in het bodemleven nodig die groter is dan die welke het vigerende bodemgebruik kan ondersteunen. De gouden regel voor het beheer van natuurlijke hulpbronnen is dan ook (Gunderson & Holling, 2002):

Management should strive to retain critical types and ranges of natural variation in resource systems in order to maintain resilience.

Deze regel zegt in feite dat het beheer gericht moet zijn op behoud van biodiversiteit en veerkracht. De bij weerstand en veerkracht genoemde bedreigingen gelden ook voor flexibiliteit:

- Verzuring
- Verontreiniging
- Verdroging
- Afname organische stof
- Afname biodiversiteit
- Bederf bodemstructuur

2.2.6 Opbouw en afbraak organisch materiaal

Organische stof is het deel van de bodem dat bestaat uit levende organismen en restanten van dode organismen in verschillende stadia van afbraak.

Een ook wel – maar abusievelijk - gebruikte term in dit verband is ‘humus’. Humus is slechts een klein maar belangrijk deel van de totale organische stof in de bodem. Het

is het eindproduct van de afbraak van organische stof en ontstaat door aaneenschakeling van kleinere verbindingen tot grote macromoleculen. Humus is relatief stabiel en doorgaans van grote ouderdom. In landbouw en natuur verloopt de afbraak van humus zeer langzaam, waarbij onder natuurlijke omstandigheden een betrekkelijk evenwicht wordt bereikt tussen humusvorming en -afbraak. Dit evenwicht treedt ook op in de meeste landbouwgronden, maar meestal bij een veel lager humusgehalte. Humus draagt bij aan een goed gestructureerde bodem die op gewas van goede kwaliteit kan voortbrengen.

Het leidt geen twijfel dat het beheer van organische stof en humus essentieel is als grondslag voor het onderhoud van het gehele bodemecosysteem. Organische stof is de grondstof voor het bodemleven.

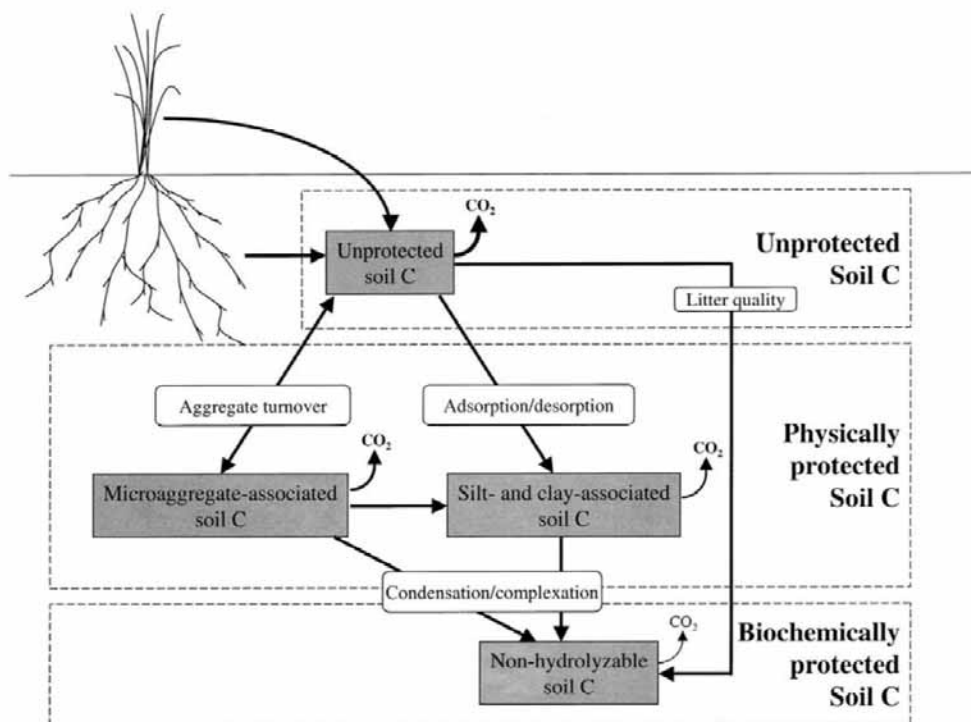
Het opbouwen en onderhouden van organische stof in de bodem
is een goede manier om het bodemleven te beheren.

Omdat organische stof de oorspronkelijke voedselbron is voor het overgrote deel van het bodemleven (met uitzondering van algen die wel primaire producent zijn, en wortelherbivoren en -symbionten) ligt hier een belangrijke sleutel voor onderhouden en bevorderen van het leven in de bodem, en daarmee voor de ecosysteemdiensten die zijn in de bodem leveren.

Net als het vee en andere dieren op de boerderij
heeft het bodemleven geschikt voedsel nodig.

De opbouw en afbraak van organische stof in de bodem verloopt voornamelijk via de processen van micro-aggregaatvorming en degradatie (i.e. micro-aggregaat *turnover*), adsorptie en desorptie aan silt en kleideeltjes, en chemische en biochemische condensatie en complexatie-reacties. Verschillende fracties kunnen zo worden benoemd (Figuur 4), die elk met geëigende methoden kunnen worden bepaald (Six et al. 2002a).

Nieuw ingebracht organisch materiaal zal op korte termijn vrijwel geheel deel gaan uitmaken van de voorraad organische stof in de bodem die niet fysisch of biochemisch wordt beschermd, en zal als labiele fractie zodoende weer snel mineraliseren (Six et al. 2002a). De directe omzetting van niet-beschermd C naar de biochemisch stabiele niet-hydrolyseerbare C wordt voornamelijk bepaald door de kwaliteit van achterblijvende gewasresten en organische mest. Moeilijk afbreekbaar materiaal zal meer bijdragen aan de beschermde voorraad (Figuur 4). Bovendien zijn er aanwijzingen dat ook de bodemcapaciteit voor niet-beschermd organische stof verzadigd kan raken (cf. Figuur 5). Zo is er geen verband gevonden tussen de lichte fractie organische stof en toenemende *C-input* in een landbouwkundig veldexperiment in Canada (Six et al. 2002a). Bij toediening van 25 kg N/ha in een gerstcultuur werd een verhoogde hoeveelheid labiel organische stof gemeten in vergelijking tot een controle zonder mestgift, maar deze fractie nam niet verder toe bij 50 of 75 kg N/ha terwijl de gewasopbrengst wel groter werd (Solberg et al. 1997).



Figuur 4. Conceptueel model van de dynamiek van organische stof in de bodem (SOM) uitgesplitst naar meetbare voorraden. De bodem processen van aggregaatforming en -degradatie, SOM adsorptie/desorptie en SOM condensatie en complexatie en de strooiselkwaliteit van de SOM bepalen de dynamiek tussen de voorraden (uit: Six et al. 2002a).

Los van de in Figuur 4 gepresenteerde fracties kan organische stof ook op andere wijzen worden gekwalificeerd. De verschillende classificaties van organische stof die hierop zijn gebaseerd maken de discussie over organisch stofbeheer er niet eenvoudiger op. In dit rapport gaan we niet verder in op de materie (er zijn handboeken genoeg), maar onze boodschap is tweeledig:

- dat organische stof een verzamelnaam is voor fysisch/chemisch verschillende fracties materiaal, elk met specifieke eigenschappen;
- dat men vooral zuinig moet zijn op de langzaam opbouwende fracties organische stof omdat deze eerder op termijn van eeuwen dan decennia zich zullen herstellen.

Bedreigingen voor organische stof:

- Grondbewerking leidt tot verminderde stabiliteit van aggregaten in de bodem, en daardoor tot afbraak van fysisch beschermde organische stof en humus. Bodembewerking leidt ook tot beter contact van micro-organismen met organische stof waardoor mineralisatie kan toenemen.
- Verdroging, grondwaterstandverlaging; mineralisatie neemt toe (“veen verbrandt”).
- Kunstmest; aanwezigheid van minerale stikstof vergemakkelijkt afbraak van moeilijk afbreekbare organische stof.
- Bekalking; een hogere pH stimuleert bacteriële afbraak.
- Klimaatverandering (toename temperatuur en vochtigheid).

Organische stof is van cruciale betekenis voor alle ecosystemendiensten van de bodem. Verlies van organische stof gaat bijvoorbeeld sterk ten koste van nutriëntenlevering, vooral op zandgrond (Tabel 3). Conservering van organische stof, vooral van humus, is daarom van algemeen belang: zowel direct voor de lokale bodembewerkende boer en terreinbeheerder, als indirect voor waterbeheerders, waterwinners, investeerders, recreanten, omwonenden en overheden.

Tabel 3. Betekenis van organische stof voor nutriëntenretentie van de bodem.

(Bron: <http://www.extension.umn.edu/distribution/cropsystems/DC7402.html>; dd. 17 juni 2008).

Bodemtextuur	Als organische stof afneemt met...	...kan nutriëntenretentie afnemen met
zavelig zand (5% klei)	2% to 1.5%	14%
Zware zavel (20% klei)	4% to 3.5%	4%

Het verhogen van organische stof in de bodem, en vooral de hoeveelheid koolstof (C), door systematische praktijkvoering in de landbouw (70% bodemoppervlak Nederland) biedt een scala aan voordelen. Organisch beheer van bodems, gericht op het optimaliseren van C gehalten zonder chemische *input*, heeft de volgende voordelen voor agrariërs en maatschappij (Hepperly et al. 2007):

- Reductie emissie broeikasgas CO₂ (hoewel kans op N₂O-emissie, zie 2.2.9).
- Toename van N-gehalte en andere nutriënten
- Betere doorluchting en beschikbaarheid van water (hoewel met kans op denitrificatie; 2.2.9).
- Reductie gebruik fossiele brandstoffen in productie landbouw (er zijn minder arbeidsgangen nodig, bijv. door niet ploegen).
- Verhoogde potentie gewasproductie door verbeterde bodemvruchtbaarheid en waterhuishouding.
- Reductie productiekosten door verminderd gebruik kunstmest en gewasbeschermingsmiddelen.
- Reductie productierisico's vooral onder droge omstandigheden
- Verbeterde waterkwaliteit van oppervlakte- en grondwater door biologische filterwerking van C in bodem.
- Toename voorraad grond- en oppervlaktewater.
- Toename biodiversiteit in de bodem, meer micro-organismen, insecten, regenwormen, en ook vogels en kleine zoogdieren.

2.2.7 Zelfreinigend vermogen

Het zelfreinigend vermogen van de bodem is de capaciteit om verontreinigingen op natuurlijke wijze af te breken en om te zetten in onschadelijke stoffen. Dit gebeurt voornamelijk door bacteriën en schimmels. Voorbeelden zijn de afbraak van olie en bestrijdingsmiddelen. De afbraak verloopt meestal via tussenproducten die door verschillende soorten micro-organismen worden afgebroken. Hoe snel dat gaat hangt af van de afbreekbaarheid van de verontreiniging, en van de omstandigheden zoals de zuurgraad, grondsoort, de aanwezigheid van zuurstof, het vochtgehalte, de beschikbaarheid van nutriënten en van microbiële populaties. Deze eigenschappen

worden sterk beïnvloed door het bodembeheer. Gunstige omstandigheden voor micro-organismen zijn een voorwaarde voor afbraak van verontreinigende stoffen (Locke & Bryson, 1997; Gavrilesco et al. 2005).

Bedreigingen voor zelfreinigend vermogen:

- Verzuring
- Verdroging
- Afname organische stof
- Bestrijdingsmiddelen en grondontsmetting

Een goed zelfreinigend vermogen is van algemeen belang voor bijv. waterbedrijven, waterschappen, natuurbeheerders, en overheden: schoon water via een schone bodem. Hoewel minder evident, is het ook van belang voor boeren en tuinders, omdat ophoping van schadelijke stoffen wordt beperkt.

2.2.8 Waterregulatie

Het waterregulerend vermogen van de bodem is eerst en vooral gerelateerd aan de bodemstructuur. Een goede bodemstructuur, gekenmerkt door voldoende aggregaatsstabiliteit, porositeit en organische stof kan zowel snel water opnemen en afvoeren als langdurig naleveren.

Het vermogen van een bodem om water te transporteren hangt af van de aanwezigheid van onderling verbonden poriën en vorm en grootteverdeling van deze poriën. De poriegrootte kan variëren van minder dan 0.2 µm tot 10 mm of meer in diameter. Poriën tussen 0.2 en 30 µm zijn belangrijk voor de opslag van bodemvocht en de nalevering aan planten. Ze vormen het waterig leefmilieu voor de meeste microfauna en bacteriën. Poriën tussen 30 en 300 µm dragen vooral bij aan de infiltratie van water maar hebben minder betekenis voor het vasthouden van bodemvocht. Macroporiën en scheuren (tot wel 10 cm breed) kunnen overvloedige neerslag snel afvoeren (Ehlers, 1975; Freebairn et al. 1986b). Macroporiën, gevormd door regenwormen, mieren en andere bodemdieren (Ehlers, 1975; Radford et al. 1995), zijn daarbij stabiel (tenzij verstoord door grondbewerking), terwijl scheuren, die meestal optreden in uitdrogende bodems met veel montmorilloniet klei (Hofman et al. 1993) zich vanzelf weer sluiten bij herbevochtiging (Connolly, 1998).

Ploegen vermindert het waterdoorlatend vermogen van de bodem door destructie van aggregaten. Terwijl eventuele bodembedekking door gewas en gewasresten ook vermindert, neemt de infiltratiesnelheid van water toch af (Tabel 4).

Tabel 4. Effecten van ploegen op water infiltratie en bedekkingsgraad in bouwland (Boyle et al. 1989).

Bodembewerking	Waterinfiltratie (mm/minuut)	Bedekking (%)
Niet ploegen	2.7	48
<i>Chisel plow</i>	1.2	27
<i>Moldboard plow</i>	0.8	12

Het waterleverend vermogen van de bodem hangt sterk samen met het gehalte aan organisch stof (Tabel 5) (Locher & Bakker, 1991 Olness & Archer, 2005). Op kleiige gronden met een relatief slechte afwatering kan een 1% toename in organische stof resulteren in 2,5% groter volume water dat de bodem kan vasthouden (Saxton, 2005 geciteerd in Manale, 2007). In de bovenste 15 cm bodem komt dat neer op 37,5 m³/ha.

Tabel 5. Betekenis van organische stof voor beschikbaar hangwater (Locher & Bakker, 1991). Ter vergelijking: bij grasland wordt 25 mm berekend, bij mais 35 mm.

Zandgrond	Organische stof (%)	Hangwater (mm in 0-30 cm -mv)
Matig humusarm	1,5 – 2,5	45
Matig humeus	2,5 – 5	54
Zeer humeus	5 – 8	63
Humusrijk	8 – 15	75

De gevolgen van slechte waterregulatie door de bodem zijn op lokale schaal gezien vooral van betekenis voor de landbouw. Verminderde waterdoorlatendheid en watervasthoudend vermogen van oppervlakkige en dieper gelegen bodemlagen kunnen resulteren in beperkte hoeveelheden water dat beschikbaar is voor het gewas, zodat opbrengsten teruglopen (Edwards, 1982; Freebairn et al. 1986a,b; Jayawardane & Chan, 1994). Slechte infiltratie van water kan ook resulteren in afspoeling, waardoor grond en nutriënten verloren gaan en erosie ontstaat (Freebairn & Boughton, 1985; Boardman, 1991; Thompson et al. 1991). Bovendien kunnen excessieve afspoeling en slechte infiltratie van water in de bodem resulteren in hardnekkige plasvorming, waardoor gewassterfte en denitrificatie kan optreden (Strong & Cooper, 1992; Jayawardane & Chan, 1994).

Het waterregulerende vermogen van de bodem in de vorm van bergend vermogen is ook belangrijk voor de aanvulling en kwaliteit van grond- en oppervlaktewater (Pierzynski et al. 2007) en eventuele waterwinning elders. Bodembeheer dat is gericht op deze ecosysteemdienst verdient daarom ook de aandacht van waterschappen en drinkwatermaatschappijen. Daarnaast kan erosie van grond en overvloedige *run off* van neerslag leiden tot grote schade in lagergelegen gebieden wanneer lokale waterdrainage ontoereikend is (Geelen, 2006; Manale, 2007). Bij goede drainage kan ook sprake zijn van minder overtollig water dat moet worden afgevoerd.

In de stedelijke omgeving kan bodembeheer met betrekking tot organische stof significant bijdragen aan de *waterkwaliteit* van rioolwateroverstorten tijdens neerslagpieken (Apfelbaum, 2007).

2.2.9 Klimaatfuncties

De capaciteit van de bodem voor het verwerken van grote hoeveelheden neerslag tijdens stormwaterpieken is al besproken in de paragraaf over waterregulatie. Hier wordt verder ingegaan op broeikasgassen, en wordt aandacht besteed aan de reductie CO₂ (vastlegging van C) en aan de emissie van ammoniak (NH₄) en lachgas (N₂O).

Koolstofvastlegging

De stabilisatie van koolstof (C) op lange termijn wordt gereguleerd door het bodemleven (bijv. micro-organismen, plantenwortels en regenwormen), bodemstructuur (aggregaten) en de interacties daartussen. De mineralisatie van C is minder naarmate er meer organische stof in fysiek aggregaten zit opgesloten, vooral door het gebrek aan zuurstof binnenin die aggregaten (Sexstone et al. 1985) en naarmate er meer C is chemisch is vastgelegd in moeilijk afbreekbare humusverbindingen.

Elferink et al. 2007:

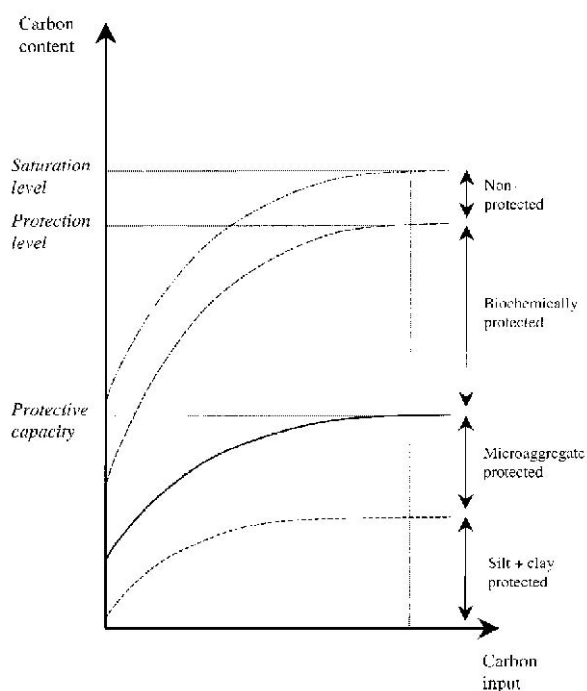
“Landbouw en klimaat zijn nauw met elkaar verbonden. Het klimaat bepaalt op welke wijze landbouw kan worden uitgevoerd. Tegelijk levert de landbouw een bijdrage aan de emissie van broeikasgassen, die op hun beurt zorgen voor een verandering van het klimaat. Niet alleen CO₂, maar ook methaan en lachgas leveren hieraan een belangrijke bijdrage. Juist bij de productie van deze laatste twee speelt de landbouw een belangrijke rol. Ongeveer de helft van de productie van deze gassen komt voor rekening van de landbouw. Totaal is de Nederlandse landbouw verantwoordelijk voor ongeveer 12% van de uitstoot van broeikasgassen in Nederland.”

Broeikasgasemissies kunnen worden gereduceerd met maatregelen op verschillende niveaus. Voor bodembeheer valt te denken aan bemestingsmaatregelen, rotatie en bodembewerking. Het hoogste CO₂-reductiepotentieel ligt bij kunstmestmaatregelen zoals minder kunstmest in meerdere kleine giften en de toepassing van ureum in plaats van nitraat en ammoniumnitraat kunstmest (organisch in plaats van minerale stikstof). Ook beperking van het scheuren van grasland levert een emissiereductie op (Elferink et al. 2007).

In de melkveehouderij zijn de methaanemissie uit pensfermentatie en lachgasemissie bij mestaanwending de grootste emissiebronnen. Met uiteenlopende maatregelen op het gebied van voeding, mest en landgebruik kunnen reducties behaald worden. In de vollegrondsteelten komt vrijwel de totale broeikasgasemissie voor rekening van de toepassing en productie van meststoffen (Blonk et al. 2007).

Naast het voorkomen van emissies kan ook worden gestuurd op vastlegging van koolstof. Volgens sommige gezaghebbende auteurs is nog maar de vraag of C op termijn effectief kan worden vastgelegd in de bodem door het achterlaten van strooisel en gewasresten of het toepassen van organische mest. Van diverse kanten is uit veldonderzoek duidelijk geworden dat ploegen en minerale mest niet bevorderlijk zijn voor het organisch stofgehalte van de bodem. Daarentegen zouden niet-kerende grondbewerking en ruwe mest kunnen bijdragen aan hogere gehalten aan organische stof (Tebrügge & Düring, 1999). Het is echter nog onduidelijk in hoeverre verbeteringen onverminderd zijn door te zetten, of dat er grenzen zijn aan de hoeveelheden C die in de bodem kunnen worden vastgelegd. Vergelijk het met de aanplant van bodem die tot tijdelijke opslag van C leidt, welke de verliezen door het kappen van bossen compenseert: de bodem groeien niet door tot in de hemel, en er is dus een beperkte opslagcapaciteit. Evenzo zou de bodem maar een beperkte opslagcapaciteit hebben voor C. Er zijn inderdaad diverse waarnemingen die suggereren dat er zoiets bestaat als een verzadigingsniveau voor C dat is gebaseerd op fysisch-chemische processen die organische verbindingen in de bodem stabiliseren of beschermen. Hoewel veel lange-termijn veldexperimenten een proportioneel verband

laten zien tussen *C-input* en het organisch stofgehalte van de bodem (Larson et al. 1972; Paustian et al. 1997), wordt in C-rijke gronden weinig of geen toename van C meer gevonden, zelfs niet bij drievoudige C-input (Campbell et al. 1991; Paustian et al. 1997; Solberg et al. 1997). Op basis van een literatuur *review* over organische stof dynamica en stabilisatie is dan ook een conceptueel model opgesteld op basis van fysisch-chemisch gedefinieerde - en meetbare - voorraden C (*pools*) in de bodem (Six et al. 2002a). Kenmerkend in dit model is het inzicht dat de opslagcapaciteit van de bodem verzadigd kan raken met betrekking tot C (Figuur 5). Dit concept is een duidelijke breuk met traditionele inzichten (Paustian et al. 1997) en een expressie van voortschrijdend inzicht bij betrokken auteurs ten opzichte van hun eigen eerdere werk.



Figuur 5. De beschermende capaciteit van de bodem voor C-vastlegging (bestaande uit aan silt- en klei gebonden C en in microaggregaten vastgelegde C), de biochemisch gestabiliseerde C en de niet-beschermde C voorraad bepalen samen de maximale hoeveelheid C in de bodem. De voorraadomvang van elke fractie is afhankelijk van specifieke stabilisatiemechanismen die samenhangen met de grondsoort (uit: Six et al. 2002a).

De koolstof die is vastgelegd en beschermd in de silt- en kleifractie is in principe mineraliseerbaar. Dat gebeurt bij verlies van deze bescherming door degradatie van microaggregaten. De omvang van deze C-voorraad hangt samen met het gehalte aan silt en klei in de bodem. De relatie is specifiek voor bossen en graslanden: vooral in graslanden op zwaardere gronden kan meer C worden vastgelegd aan de silt en kleifractie per kg grond. Het soort kleimineraal is ook belangrijk: tweewaardige (2:1) kleimineralen kunnen meer C vastleggen dan eenwaardige typen (1:1) (Six et al. 2002ab).

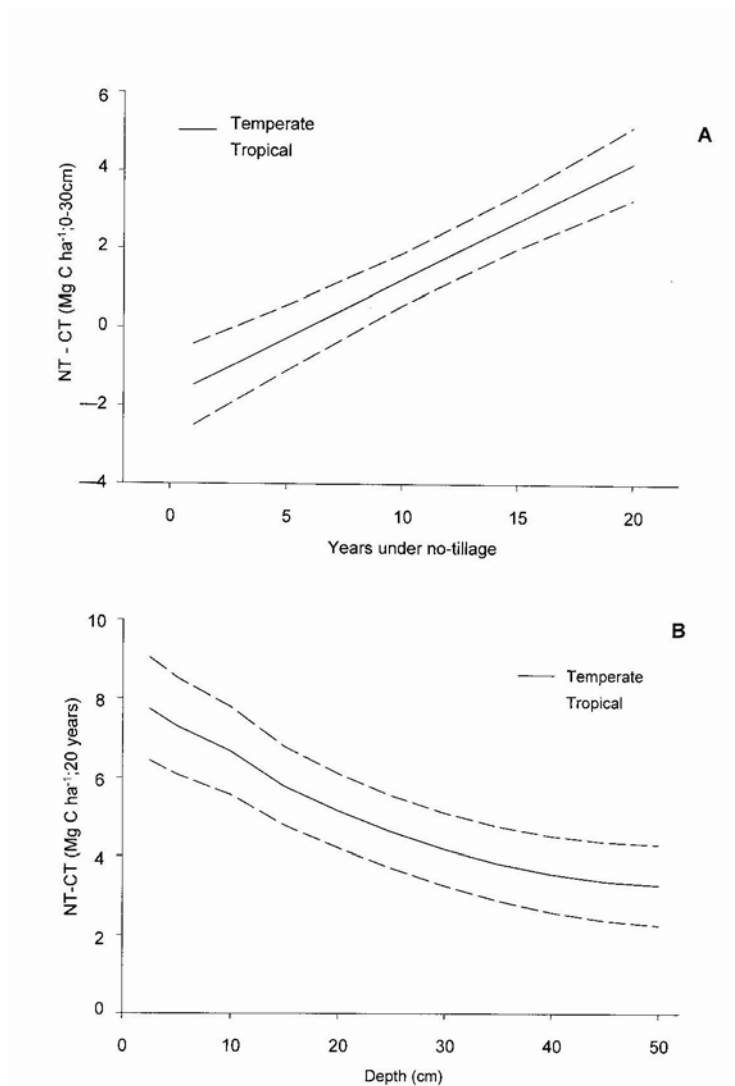
Humus is een biochemisch stabiele vorm van organische stof;
aggregaten bieden fysische bescherming.
De opbouw en conservering van organische stof dient op deze compartimenten te
zijn gericht.

Bij overgang naar minder intensieve grondbewerking kan in de akkerbouw veel C worden vastgelegd door een toename van het organisch stofgehalte. De uiteindelijke hoeveelheid is afhankelijk van bodemcategorie en klimaat, maar zal bij een overgang van conventioneel ploegen naar *no-tillage* liggen in de range van 100-1000 kg/ha/jaar (Lal et al. 1998, 2003, 2004). Uit een omvangrijke review van wetenschappelijke literatuur blijkt voor gematigde bodems (vooral gelegen in de USA) en een kleiner aantal bodems in (sub)tropische gebieden dat na 6-8 jaar *no-tillage* een toename van C kan worden gevonden in de bouwvoor (0-30 cm) ten opzichte van *conventional tillage* (Figuur 6A) (Six et al. 2002b). Volgens de auteurs zou er geen verschil zijn tussen de klimatologische regio's. In beide regio's wordt de meeste C vastgelegd in de toplagen onder *no-tillage* (ca. 7 Mg/ha in 20 jaar in de bovenste 10 cm), maar dit effect werkt ook dieper door in het profiel (Figuur 6B). Deze analyse wordt overigens niet algemeen gedeeld (Baker et al. 2007⁵). Hoewel de stratificatie van C groter is onder NT omdat bij CT de organische stof gelijkmatiger wordt verdeeld door het ploegen, wordt er bij NT netto meer C vastgelegd over het gehele bodemprofiel over een periode van 20 jaar (ca. 3 Mg/ha over 0-50 cm) (Six et al. 2002b). Wel is er in de eerste jaren na invoering van NT een achteruitgang in organische stof; dit wordt ook in veel korte-termijn studies beschreven.

Op basis van deze review stelden de auteurs de gemiddelde C-vastlegging onder NT op 325 kg C/ha/jaar in de bovenste 30 cm (Six et al. 2002b). Dit is vergelijkbaar met metingen in 76 lange-termijn experimenten van 337 kg C/ha/jaar (West & Marland,) en een range van 200-520 in de U.S.A. (Eve et al. 2002). De vastlegging onder CT is een factor 2-3 kleiner, afhankelijk van de termijn waarop NT al wordt bedreven.

Hoewel dit effect van stoppen met ploegen in het algemeen dus erg duidelijk is, lijkt nader onderzoek van de literatuur gewenst om te bezien in hoeverre deze regel geldig is voor alle gewassen en grondsoorten. In de praktijk zijn de meningen verdeeld onder boeren die in principe welwillend staan tegenover *no tillage* dat op zware klei (of löss) kerende grondbewerking toch noodzakelijk zou zijn voor de teelt van hakvruchten.

⁵ Baker et al. (2007) refereren niet naar het werk van Six et al., 2002b.



Figuur 6. Koolstof vastlegging onder no-tillage (NT) in vergelijking tot conventional tillage (CT) in de tijd (A) en over het bodemprofiel (B) in bodems in (sub)tropische en gematigde streken; carbon sequestration werd geschat met een linear mixed effect model. Data van 26 studies aan (sub)tropische bodems en 42 studies aan gematigde bodems, geciteerd in Six et al. 2002b.

Lachgas emissie

In tegenstelling tot de vastlegging van C kunnen stikstofverliezen juist toenemen met aggregaatvorming wanneer omstandigheden vochtig zijn, door denitrificatie (N₂) en lachgas (N₂O), vooral wanneer leguminosen als *cover crops* worden toegepast (Six et al. 2002b). Een eerste benadering van de balans van broeikasgassen in een vergelijking van CT en NT op basis van een review van 14 publicaties voor gematigde streken blijkt dat N₂O emissies gemiddeld groter zijn onder NT dan onder CT (Six et al. 2002b). Hoewel de absolute hoeveelheden gering zijn in vergelijking tot de jaarlijkse input in de vorm van bemesting en gewasresten is de gemiddelde toename bijna 3 kg N-N₂O/ha/jaar substantieel van betekenis in het perspectief van klimaatverandering. Omdat lachgas als broeikasgas 310 maal sterker is dan CO₂ en er maar ongeveer 100 keer meer C wordt vastgelegd dan er N₂O-N verdwijnt, lijkt de balans hier enigszins

in het voordeel van CT te liggen (Tabel 6). Er zijn echter nog veel foutenmarges, onzekerheden en kennishiaten voor een definitieve conclusie.

Tabel 6. Broeikasgas-balans voor no-tillage t.o.v. conventionele grondbewerking (Six et al., 2002b).

Broeikasgas flux	Global warming potentiefactor t.o.v. CO ₂	CO ₂ -equivalenten
325 ± 113 kg C ·/ha/jaar	1	1192 ± 414
-2.91 ± 0.78 kg N ₂ O-N ·/ha/jaar	310	-1418 ± 382
0.42 ± 0.10 kg CH ₄ -C ·/ha/jaar	21	11.8 ± 2.8
		Balans: -214

Methaan opname

Er is niet veel onderzoek op dit gebied verricht, maar uit een review van 5 artikelen in gematigde streken kan worden opgemaakt dat de opname van methaan door bacteriën altijd groter is onder NT dan onder CT. Het verschil bedraagt 0.42 kg C-CH₄/ha/jaar en komt neer op een toename van 27% in NT (Tabel 6).

De grotere lachgasemissie onder *no tillage* zorgt over het algemeen (literatuurreview) voor een ongunstige totaalbalans voor broeikasgassen van 214 kg CO₂-equivalenten/ha/jaar ten opzichte van conventionele bedrijfsvoering (Six et al. 2002b). De foutenmarge in deze totaalberekening is groot, al kan deze niet expliciet worden berekend en alleen geschat op basis van de variabiliteit rond de afzonderlijke broeikasgasemissies cq. -fixatie. Zie verder ook paragraaf 5.3. voor de *trade off* tussen de bodemdiensten bij de reductie van broeikasgasemissies.

Bedreigingen

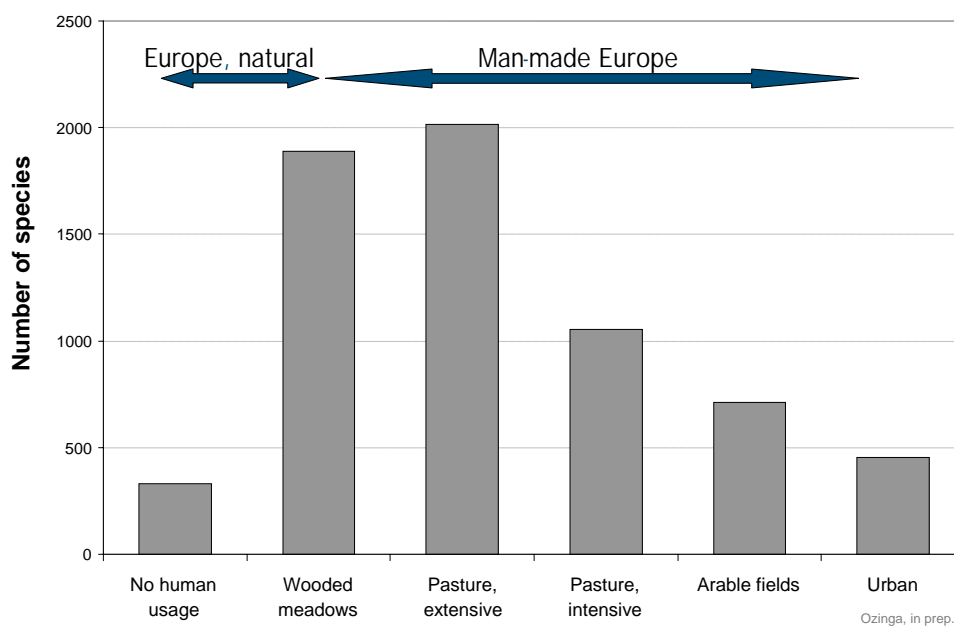
Door intensieve bodembewerking (m.n. kerende grondbewerking en bekalken) verdwijnt de voorraad C die is vastgelegd in de silt- en kleifractie (Six et al. 2002ab).

2.2.10 Habitatfunctie en bescherming biodiversiteit

Deze ecosystemedienst betreft de bodem als drager voor het landschap en het habitat voor soorten. Het beheer van de bodem is daarmee indirect ook beheer van biodiversiteit, bodembescherming is bescherming van biodiversiteit. Hierbij gaat het niet alleen om bodembiodiversiteit, maar in principe ook om het bovengrondse leven. Aangezien biodiversiteit – op alle biologische integratieniveaus, van gen tot landschap – de drijvende kracht vormt achter ecosystemediensten hebben we hier te maken met de moeder van alle ecosystemediensten. Het is echter ook een moeilijk te waarderen (moneteren) ecosystemedienst, omdat de functionele betekenis van biodiversiteit lang niet altijd duidelijk is. Biodiversiteit wordt in dat opzicht wel ingedeeld naar ‘functionele biodiversiteit’ (die aspecten van biodiversiteit waarvan de betekenis voor ecosystemediensten enigszins bekend is) en ‘structurele biodiversiteit’ (wanneer onbekend). De twee categorieën sluiten elkaar echter niet uit want structurele biodiversiteit is niet noodzakelijkerwijs ‘niet-functioneel’: de stabiliteit van ecosystemen bijvoorbeeld hangt samen met de soortenrijkdom en het aantal relaties tussen de soorten. Bij veranderende omstandigheden kunnen voorheen redundante

soorten functies overnemen van wegvallende soorten (het reservewiel bij een lekke band).

De strekking van dit betoog is dat ecosystemendiensten worden geleverd door de biodiversiteit van het ecosysteem, en dat de diverse diensten specifiek afhankelijk zijn van biodiversiteit op het niveau van de cel tot aan het landschap en stroomgebied. Men zou ook kunnen stellen dat ecosystemendiensten worden geleverd door de biodiversiteit in het ecosysteem, en dat omgekeerd de habitatfunctie van de bodem een dienst is die bepalend is voor de biodiversiteit. Interessant is dan dat biodiversiteit sterk samenhangt met de intensiteit van het bodembeheer (Figuur 7, vergelijk ook Figuur 2).



Figuur 7. Aantal soorten vaatplanten in Centraal Europa onder verschillende intensiteit van beheer (Ozinga et al 2007).

Bedreigingen

- Intensief bodembegebruik en intensivering van gebruik
- Habitatdestructie
- Discontinuïteit in beheer
- Milieustress
- Klimaatverandering

De ecosystemedienst habitat en biodiversiteitsfunctie krijgt in deze studie om financiële redenen geen verdere expliciete aandacht. Het gaat hier niet om een dienst waarvan maatschappelijk gebruik wordt gemaakt (een ecosystemedienst *sensu stricto*), maar het is een doel op zich. In deze zin is het een “buitencategorie”, in de woorden van Rutgers et al. 2005. Overigens is er veel geld gemoeid met het beheer van habitat en biodiversiteit, en is er de nodige wet- en regelgeving. Bodembeheer kan daarom

niet voorbij gaan aan de betekenis van de bodem en het landschap als habitat. Het lijkt ons daarom wel zaak om de habitatfunctie van de bodem in een later stadium van uitwerking van het Handboek RBB alsnog mee te nemen.

2.3 Focus op relevante ecosysteemdiensten

We zijn uitgegaan van de 10 bodemcategorieën en 10 ecosysteemdiensten uit het rapport “Typering van bodemecosystemen in Nederland met tien referenties voor biologische bodemkwaliteit” (Rutgers et al. 2007a). Voor elke bodemcategorie hebben we de relevante ecosysteemdiensten van de bodem geselecteerd die we van betekenis achten voor een (meer) duurzame realisatie van het betreffende bodemgebruik op het betreffende bodemtype. Daarbij is zowel gekeken naar de belangen van direct betrokken gebruikers (agrariërs, terreinbeheerders), als ook naar de belangen van andere, indirect betrokken maatschappelijke partijen.

Onze selectie van relevante ecosysteemdiensten van de bodem zal in de praktijk niet altijd even sterk worden herkend, verschillende stakeholders hebben nu eenmaal specifieke, niet altijd gemeenschappelijke belangen. Bepaalde bodemdiensten kunnen minder relevant zijn voor een specifieke gebruiker of stakeholder. Locatiespecifieke of gebiedseigen factoren kunnen hierbij een rol spelen. De relevantie van specifieke ecosysteemdiensten voor natuur, landbouw en stedelijk groen verschilt sterk in de perceptie van beleid, beheer en onderzoek (Rutgers et al. 2005: bijlage 2). In het geval van enkele specifieke diensten zoals de klimaatsfunctie voor landbouwkundig bodemgebruik wordt ook de betekenis van bodemdiensten voor lokale, regionale en landelijke schaal verschillend beoordeeld, m.n. met betrekking tot de landelijke schaal.

De benadering in onze studie heeft dus een generiek karakter waar het aankomt op een selectie van relevante ecosysteemdiensten. Hierin zit een zekere spanning met de praktijk. Een generieke uitwerking van de waardering van bodemgebruikers voor ecologische diensten van de bodem voor de 10 bodemcategorieën is niet beschikbaar, en lijkt ook niet realistisch omdat waardering veelal locatiespecifiek of gebiedsgericht is. In specifieke situaties zijn waarderingen opgesteld onder bodemgebruikers in de Hoekse Waard (Rutgers et al. 2007b) en in Drenthe (Smeding et al. 2008). Ook hier verschilde de perceptie van het belang van de diverse ecosysteemdiensten tussen vertegenwoordigers van belangenpartijen op lokaal, regionaal en landelijk niveau, en tussen landbouw en natuur. Men heeft de ecosystemediensten van een weegfactor voorzien door de betrokken bodemgebruikers op de drie ruimtelijke schalen te bevragen. Deze enquêtes maakten het begrip ‘bodemkwaliteit’ voor de bodemgebruikers tastbaar, ook op verschillende ruimtelijke schalen. Er werd geconcludeerd dat de RBB-systematiek bruikbaar is omdat gebruiksgerichte beoordeling van bodemkwaliteit mogelijk wordt gemaakt op een regionaal niveau, en dat bovendien een constructieve dialoog wordt opgeroepen. Het benoemen van ecosysteemdiensten van de bodem relevant voor het bodemgebruik vormt hierin een belangrijk onderdeel.

2.3.1 Werkwijze

Ten behoeve van de onderbouwing van een eerste versie van het toekomstig Handboek Bodembeheer hebben we per bodemcategorie de meest relevante ecosysteemdiensten benoemd. Deze diensten zijn benoemd in de context van enkele transitie in bodemgebruik en knelpunten die daarbij kunnen optreden (§1.3). Vervolgens kunnen de meest perspectiefvolle maatregelen worden geïdentificeerd om beter gebruik te maken van deze diensten. Deze selectie vormde het uitgangspunt voor verdere studie.

Relevante ecosysteemdiensten zijn geïnventariseerd op basis van twee criteria:

- Relevant voor lokale gebruiker van de bodem (locaal schaalniveau) of een publiek belang (vaak een hoger schaalniveau).
- Vertaalbaar in concrete beheermaatregel(en) voor de bodemcategorie om kwaliteit richting referentiebeeld te bevorderen;

Relevant voor gebruiker

De gebruiker van een bodem moet affiniteit hebben voor een bepaalde dienst van het bodemecosysteem voordat er bereidheid is tot investeringen voor het nemen van maatregelen om deze te bevorderen. De lokale beheerder wil op een ecosysteemdienst investeren wanneer het directe profijt duidelijk is; zonder dit profijt zal er naar verwachting minder interesse zijn om kosten te maken voor het beheer. Er kan spanning bestaan tussen korte-termijn winst voor de gebruiker en het behoud van ecosysteemdiensten op de lange-termijn (bijvoorbeeld oogsten onder natte omstandigheden ten koste van verlies van bodemstructuur). Daarnaast worden ook ecosysteemdiensten geselecteerd in het belang van andere partijen, ook wanneer deze niet in uitvoerende zin betrokken zijn bij het bodembeheer. Het is duidelijk dat de financiering van beheer dat gericht is op uitsluitend maatschappelijk relevante diensten op een of andere wijze bekostigd zal moeten worden met publieke middelen (TCB, 2003, 2005). Daartoe zullen subsidies of andere financiële regelingen ontwikkeld moeten worden. De kosten-baten aspecten van bodembeheer worden nu niet bij de selectie meegenomen, al zal bodembeleid hieromtrent wel moeten worden geformuleerd binnen een context van duurzaamheid (*people, planet, profit*) om tot effectieve veranderingen te komen.

Vertaalbaar in concrete beheermaatregel

Wanneer er geen maatregel te verzinnen zou zijn om voor een gegeven bodemcategorie een bepaalde ecosysteemdienst gericht te beïnvloeden, of om het resultaat van een maatregel meetbaar te evalueren, dan is het weinig zinvol om hieraan uitwerking te geven in het toekomstig Handboek.

2.4 Selectie van maatregelen

Van elk bodemcategorie zal voor de geselecteerde diensten een overzicht gegeven worden van maatregelen die de diensten kunnen bevorderen. De verbetering van biologische bodemkwaliteit die zo met deze maatregelen kan worden gerealiseerd wordt samenvattend beschreven op basis van literatuurstudie. Hierbij worden ook de

studie van het project BBB (Koopmans et al. 2006) en de literatuurstudie van het RIVM (Van der Wal et al. 2008) gebruikt. Het gaat dan vooral om een semi-kwantitatieve uitwerking: is een maatregel stimulerend of remmend voor een ecosysteemdienst, en is er wisselwerking met andere diensten. Voor enkele “succesverzekerde” maatregelen wordt nader ingegaan op kwantitatieve aspecten: op welke termijn kunnen resultaten worden geboekt, en hoe groot is dan het resultaat? Per bodemcategorie wordt daarom een paragraaf besteed aan de effectiviteit van de maatregelen, hoe snel ze werken, hoe ze elkaar beïnvloeden, en welke essentiële kennis nog ontbreekt. Ook wordt een indicatie gegeven van kosten en baten, voor zover uit de literatuur te achterhalen.

3 Bodembeheer gericht op ecosysteemdiensten; algemene principes

In deze studie is directe toepasbaarheid van maatregelen op basis van bestaande kennis een criterium voor uitwerking. Geschikte maatregelen zijn geïnventariseerd met betrekking tot akkerbouw, veehouderij en natuurbeheer. Er is minder nadrukkelijk gekeken naar maatregelen die kunnen worden uitgevoerd in het kader van waterbeheer, vegetatiebeheer en landschapsbeheer en herinrichting. Uit de inventarisatie resulteert als het ware het palet van mogelijkheden om via bodembeheer ecosysteemdiensten te onderhouden en te stimuleren. In dit hoofdstuk worden algemene principes besproken in de effecten van maatregelen op ecosysteemdiensten; deze hebben een brede geldigheid en kunnen worden vertaald naar meerdere bodemcategorieën wanneer een maatregel daar toepasbaar is. In het volgende hoofdstuk zullen maatregelen in meer detail worden besproken voor zover de effecten alleen betrekking hebben op een specifieke bodemcategorie.

Allereerst volgt nu een opsomming van bodembeheermaatregelen waarvoor voldoende kennis (en praktijkervaring) bestaat om te worden toegepast ter bevordering van ecosysteemdiensten van de bodem

Voor de bodemcategorieën gemend bos op zand, heide op zand en halfnatuurlijk grasland is de inventarisatie van maatregelen hoofdzakelijk gebaseerd op den Brink *et al.* (2007) en Stumpel *et al.* (2007), Faber *et al.* (2004), Klok *et al.* (2004) en de website www.natuurkennis.nl.

De hier besproken maatregelen voor landbouwgronden werden eerder al benoemd als “topmaatregel” in de akkerbouw en melkveehouderij vanwege positieve bijdragen op het bodemleven en natuurlijke bodemprocessen (Koopmans *et al.* 2006). Het zijn maatregelen op hoofdlijnen, waar in de praktijk veel variaties op mogelijk zijn. Een meer gedetailleerde uitwerking is terug te vinden in een definitiestudie door CLM en NMI (Visser *et al.* 2008). Tabel 7 geeft een overzicht van de maatregelen waarvoor literatuuronderzoek is verricht (Koopmans *et al.* 2006; Van de Wal *et al.* 2008), aangevuld met andere bronnen, met een indicatie van de toepassing in natuurbeheer, landbouw of stedelijk plantsoenbeheer.

Tabel 7: Overzicht van bodembeheer maatregelen voor natuur, landbouw of stadsparken, en de termijn waarop resultaat kan worden verwacht. X = maatregel is belangrijk, x = maatregel is soms belangrijk, T = topmaatregel in de landbouw (landbouw naar Koopmans et al., 2006).

Type maatregel	Natuur	Akkerbouw	Veehouderij	Stad
<i>Bodemstructuur</i>				
Grondbewerking verminderen/nalaten	x	T	T	
Verdichting voorkomen	x	T	T	
Afgraven	X			
Ophogen/afdekken	x			
Afplaggen	X			
Bodem ongestoord laten verouderen	X			
Strooisel verwijderen	x			
Branden	x			
<i>Invloed via gewas/vegetatie</i>				
Keuze loof of naaldbos	X			
Mengteelt			T	
Vruchtwisseling/scheuren			T	
Gras versus klaver			T	
Groenbemester		T		
Vruchtwisseling/gewastype		T		
Maaitijdstip			T	
Maaien (klepelen)	x			x
Maaien met afvoeren (verschralen)	X			
Begrazen	X		X	
Boskap (al of niet met herplant bos)	X			
<i>Bodemchemie</i>				
Grondontsmetting nalaten		T		
Bekalken	x	T	T	
Bemesten	x			
Bemestingsniveau		T	T	
Mesttype		T	T	
Mesttijdstip		T		
Mest boven- versus ondergronds			T	
Beperken potentieel zuurvormende depositie	x			
Fe/Al toevoegen	x			
Fytoremediatie	x			x
<i>Bodembioïologie</i>				
Inoculeren mycorrhiza	x			
Inoculeren bodemfauna	x	x		
<i>Waterhuishouding bodem</i>				
Waterpeil reguleren /veranderen	X	X	x	x
Tijdelijke inundatie	X			
Gebiedseigen water vasthouden	X			
Gebiedsvreemd water inlaten	X			
Helofytenfilter	x			

3.1 Nutriëntenlevering en -retentie

Deze ecosysteemdienst is het natuurlijke vermogen van de bodem om nutriënten vrij te maken, vast te houden en door te geven. De dienst maakt bodemgebruik mogelijk met minder aanvoer van mineralen van buitenaf en tegen minder lekverliezen. Zo

kan de nutriëntenkringloop verder worden gesloten en wordt een duurzamer systeem bereikt.

Er zitten twee kanten aan deze dienst: de levering van nutriënten en de retentie ervan. Levering berust op de mineralisatie van organische stof of het vastleggen uit de atmosfeer (bijv. stikstoffixatie) en het beschikbaar maken voor plantengroei. Retentie is het vasthouden van nutriënten binnen het systeem zodat lekkage naar andere compartimenten (zoals uitspoeling van nitraat en fosfaat naar grondwater, of lachgas naar de atmosfeer) wordt voorkomen.

Organische mest, vruchtbare akkers, arme heidevelden

Een bodem met een betere nutriëntenlevering heeft minder (minerale) mest nodig om de productie in stand te houden, omdat het bodemleven voldoende nutriënten op het juiste moment vrijmaakt voor de groei van het gewas door mineralisatie van organische stof. Als een groot deel van de nutriënten is vastgelegd in microbiële biomassa en organisch materiaal, en maar geleidelijk vrij komt, dan is de kans op verliezen kleiner en spreken we van een betere nutriëntenretentie. Voor een goede nutriëntenlevering en nutriëntenretentie is voldoende organische stof en een goed ontwikkeld bodemleven nodig. Dit kan op verschillende manieren worden bereikt. Elke maatregel die het organische stofgehalte verhoogt, bevordert ook het bodemleven (Bunemann et al. 2006) waarbij moet worden aangetekend dat toename van het organische stofgehalte ook kan leiden tot veranderingen in de soortensamenstelling. Vanouds is organische mest (bijv. schapenmest en heideplaggen) met succes gebruikt om uiteindelijk vruchtbare akkergrond (bijv.) essen te laten ontstaan. Deze concentratie van nutriënten op de akkers, en het gelijktijdig ontstaan van zeer voedselarme heidevelden rondom de dorpen, illustreert dat het niet gemakkelijk is om kringlopen te sluiten. Dit komt vooral omdat stikstof zo mobiel is dat het gemakkelijk verdwijnt naar water en lucht. Daardoor ontstaat er snel een tekort aan stikstof. Het is de kunst om die stikstof zo goed mogelijk vast te houden (nutriëntenretentie). Dat is vooral lastig op schrale zandgrond met weinig organische stof. Het is niet voor niets dat de arme boeren op het zand, en de rijkere boeren op de vruchtbare klei langs de kust en in de rivierdelta's woonden. Daar werden de nutriënten op natuurlijke wijze aangevoerd (met afzetting van slib), en worden ze ook beter vastgehouden.

Kunstmest was goed, organische mest is beter
--

Grote vooruitgang met kunstmest

De opkomst van kunstmest na 1950 heeft het mogelijk gemaakt op grote schaal mineralen aan te voeren waardoor de schrale heidevelden grotendeels zijn omgezet in akkers en weilanden met een vruchtbaardere bodem. Op arme grond leidt het gebruik van kunstmest tot meer gewasproductie. De plantenwortels en gewasresten bouwen organische stof op en bevorderen het bodemleven. Kunstmest is dus niet per definitie slecht voor het bodemleven. Een belangrijk nadeel van kunstmest is wel het hoge energieverbruik dat gepaard gaat met de productie en aanvoer (Deike et al. 2008). Met het oog op duurzaamheid en het sluiten van nutriëntenkringlopen is organische mest beter dan kunstmest. Organisch is echter niet per definitie beter voor een efficiënt gebruik van nutriënten (Kirchmann et 2007). Wel blijft het

organische stofgehalte beter op peil met organische mest. Dit geldt vooral voor (geploegde) akkers. Op grasland levert het gras al veel organische stof (Hanegraaf et al. 2003).

Zoeken naar de balans, alles met mate

Met zowel minerale als organische mest is het de kunst om de nutriënten zo efficiënt mogelijk te benutten en verliezen te beperken. Dat kan door niet teveel tegelijk te geven, en alleen op tijdstippen dat er een gewas staat, dat bovendien ook nog voldoende moet kunnen groeien. Het weer blijft altijd een risico (te droog, te nat). Met goede landbouwpraktijk kunnen zowel biologische als gangbare landbouw duurzaam zijn, met minimale verliezen (Mäder et al. 2002, ; Verloop et al. 2006). De meeste bedrijven gebruiken zowel organische mest als kunstmest. Zulk geïntegreerd nutriëntenbeheer maakt vaak een hogere productie mogelijk (Swift et al. 2004; Pretty 2008; Kibblewhite et al. 2008). Gemengde bedrijven met zowel akkers als vee zijn gunstig voor een efficiënte mineralenkringloop (Wilkins et al. 2008). Precisie-bemesting direct bij de plant, en niet tussen de gewasrijen, kan het rendement van de mestgift sterk verbeteren.

Bodemleven en nutriëntenretentie

De meeste informatie over organische bemesting komt uit studies waarin biologische landbouwsystemen werden vergeleken met gangbare intensieve landbouwsystemen. Daarbij zijn er vaak meer verschillen dan alleen het gebruik van organische mest. (bijv. geen bestrijdingsmiddelen). Organische mest is een belangrijke reden voor verschillen, maar er kunnen meer redenen zijn. Veel studies wijzen erop dat biologische bedrijfsvoering (met organische bemesting) beter is voor het milieu en voor ecosysteemdiensten. Bij uitsluitend organische bemesting is er gemiddeld wel een lagere gewasopbrengst (Kichmann et al. 2007; Deike et al. 2008). Dit komt vooral door het risico van stikstofgebrek. Dat kan goed worden opgevangen door het gebruik van stikstoffixerende groenbemesters, al lukt dat niet altijd even goed. In een review van 76 studies waarin biologische bedrijven (alleen organische bemesting, geen bestrijdingsmiddelen, soms gemengde bedrijven) werden vergeleken met gangbare bedrijven werd gekeken naar verschillende groepen organismen bovengronds en in de bodem. De vergelijkingen vielen als volgt uit: 66 positief, 8 negatief en 25 gemengd of geen verschil. Met andere woorden: de organisch-biologische bedrijven hadden meestal een hogere biodiversiteit (positief) (Hole et al. 2005). Bij de regenwormen waren er 7 positief, 2 negatief en 4 geen verschil. Bij de bodemmicro-organismen waren er 9 positief, 0 negatief en 8 geen verschil.

Bij een vergelijking van 23 bedrijven in Estland gaf dierlijke mest een positief effect op de microbiële biomassa, activiteit en N mineralisatie (nutriëntenlevering). Er was ook een positief maar kleiner effect van rotatie met vlinderbloemigen (voornamelijk klaver). Kunstmest had een negatief effect (Truu et al. 2008). Ook Ge et al. (2008) vonden in lange-termijn proeven (25 jaar) een negatief effect van minerale stikstof op de microbiële diversiteit. Met alleen minerale P en K (zonder N) en met organische mest was de diversiteit het hoogst.

Bij een vergelijking van 850 gemengde bedrijven in Denemarken, hadden biologische bedrijven een lagere N uitspoeling. Dit kwam voornamelijk door lagere N input (Knudsen et al. 2006). De organische N voorraad in bodem nam toe op biologische

bedrijven, vooral als het beginniveau laag was. Groenbemesters (*catch crops*) waren belangrijk om uitspoeling te voorkomen, vooral op zandgrond. Ook in biologische boomgaarden werd een hoger organische stofgehalte in de bodem gevonden. Dit ging gepaard met een hogere microbiële activiteit en een 5 maal lagere nitraatuitspoeling. Op de biologische bedrijven waren denitrificerende bacteriën veel actiever en efficiënter. De stikstof spoelde niet uit in de vorm van nitraat, maar werd omgezet in het onschadelijke N₂ zonder dat de (schadelijke) lachgasproductie toenam (Kramer et al. 2006).

In een lange termijn proef op akkers in Zwitserland ging in 21 jaar het organische stofgehalte zonder bemesting 22% naar beneden. Met alleen kunstmest was de afname geringer, namelijk 15%. Met een combinatie van kunstmest en stalmest was de afname 7%. Met gecomposteerde stalmest (zonder kunstmest) bleef het organische stofgehalte en het bodemleven op peil (Fließbach et al. 2007). Met alleen organische mest was de groei-efficiëntie van de micro-organismen hoger waardoor meer organisch koolstof wordt vastgelegd en per eenheid biomassa minder wordt verademd als CO₂. De organische akkers waren ook efficiënter in het gebruik van nutriënten (N,P,K). De nutriënten input was 34 tot 51% lager, terwijl de opbrengst gemiddeld over 21 jaar 20% lager was. De lagere kosten voor bemesting zouden de verliezen van een lagere productie kunnen compenseren.

Organische stikstof gaat ook langer mee. In een lange termijn proef in Rodale (Pennsylvania) was de stikstofretentie het hoogst met dierlijke mest. Na een jaar zat 47% van de toegediende N nog in de bodem, tegen 38% met vlinderbloemige groenbemesters, en 17% met kunstmest (Pimentel et al. 2005; Hepperly et al. 2007).

Vaste mest of drijfmest

Er zijn veel studies zijn waarin kunstmest wordt vergeleken met dierlijke mest. Dan gaat het meestal om (vaste) stalmest. We vonden maar een paar publicaties over verschillen tussen vaste mest en drijfmest. Volgens Joergensen & Emmerling (2006) heeft drijfmest een positief effect op microbiële activiteit, maar niet zo sterk als stalmest. Bij een bemestingsproef met drijfmest, stalmest en gewasresten (maïsstro), alles in combinatie met ureum, op akkers in de Po vlakte gaf stalmest na 11 jaar de grootste toename in organische stof, potentiële N mineralisatie en microbiële biomassa (Monaco et al. 2008). Stro gaf wel een verhoogde bodemademhaling maar minder biomassa en organische stof. Drijfmest gaf lagere waarden dan stalmest. Gebruik van alleen kunstmest gaf geen toename van organische stof, en een afname van de potentiële N mineralisatie.

In een Spaans experiment werd een vergelijking gemaakt tussen wel en niet composteren van het vaste deel van varkensmest. In beide gevallen was er een gelijke toename van de koolstofmineralisatie (bodemademhaling) en microbiële biomassa. De stikstofmineralisatie was echter groter met niet gecomposteerde mest. Door compostering wordt het stikstofgehalte van de mest lager (Guerrero et al. 2007).

Mest injecteren of onderwerken

Stikstofverliezen en verontreiniging kunnen sterk worden beperkt door stalmest en drijfmest in de grond te werken. Dit moet zo snel mogelijk na toediening gebeuren, in het bijzonder bij drijfmest. Toediening met een sleepvoet is ook effectief, mits er een voldoende ontwikkeld gewas op de bodem staat. Mestinjectie is een erg efficiënte

techniek zolang er niet meer mest wordt gegeven dan in de getrokken sleuven past (Sommer & Hutchings, 2001; Schils en Kok, 2003). Effecten van mestinjectie op het bodemleven zijn beperkt (De Goede et al. 2004; Van Vliet en de Goede 2006). In de Noordelijke Friese Wouden werd geen effect op de aantallen potwormen en nematoden gevonden. Tijdens een droge zomer was er een reductie in regenwormen. Deze daling was relatief klein en had slechts een minimaal effect op de bijdrage van de wormen aan de mineralisatie en de gewasproductie. Tijdens een nat voorjaar had bovengrondse toediening een negatief effect op regenwormen.

Vruchtwisseling

Vruchtwisseling is al heel lang van groot belang geweest voor het vastleggen van nutriënten en het beperken van verliezen. In de gangbare landbouw wordt het vooral toegepast om bodemgebonden ziekten in granen en aardappelen tegen te gaan. In organische landbouwsystemen en in de meeste ontwikkelingslanden is vruchtwisseling van groot belang voor de nutriëntenvoorziening. Het is algemeen bekend dat het organische stofgehalte in de bodem afneemt met continue akkerbouw, maar toeneemt onder gras. Onder gras neemt niet alleen het organische stofgehalte toe, maar verbetert ook de bodemstructuur wat zichtbaar is in een toename van stabiele aggregaten (kluiten) in de bodem. Op een lichte grond die al goed gedraineerd is hoeft dat geen hogere productie op te leveren, maar bij mogelijke structuurproblemen kan de opname van gras in de rotatie belangrijk zijn.

Onder gras-klaver nam in het Verenigd Koninkrijk de hoeveelheid N in de bodem jaarlijks met 70 tot 180 kg/ha toe, en kon de opbrengst van granen daarna meer dan 50% stijgen. Er was een nauwe correlatie tussen de opbrengst en de hoeveelheid N die mineraliseerde tijdens incubatie van grondmonsters (potentiële N mineralisatie). Vruchtwisseling kan de efficiëntie van het nutriënten gebruik sterk verhogen, vooral met vlinderbloemigen in de rotatie. De uitspoeling is lager terwijl de opbrengst niet lager hoeft te zijn dan in intensieve akkerbouw zonder vruchtwisseling (Tonitto et al. 2006; Wilkins et al. 2008). De nutriëntenkringloop kan nog verder worden verbeterd door combinatie van akkerbouw en veeteelt, waarbij mest en voedergewassen efficiënter kunnen worden benut. Dit gebeurt op een gemengd bedrijf. De huidige trend van specialisatie en schaalvergroting in de landbouw werkt echter de andere kant op. Voor het beter sluiten van kringlopen zou uitwisseling van mest en in mindere mate veevoer tussen akkerbouw en veebedrijven binnen eenzelfde stroomgebied gunstig zijn (Wilkins et al. 2008). Dus naast gemengde bedrijven kan men ook streven naar samenwerking tussen verschillende bedrijven die bij elkaar in de buurt liggen.

Extensivering

Een recent proefschrift (Postma-Blaauw 2008) beschrijft hoe landbouwkundige intensivering de aantallen en diversiteit van bodemdieren verlaagt, waarbij de grotere en soortenarme diergroepen het meest worden beïnvloed. In extensieve landbouwsystemen (rotatie i.p.v. monocultuur; grasland i.p.v. bouwland) dragen essentiële groepen in het bodemvoedselweb en functionele diversiteit binnen deze groepen bij aan een verhoogde stikstofmineralisatie. Verminderde grondbewerking en verlaagde input geven zo een betere toestand van functionele agrobiodiversiteit in de bodem met in potentie meer stikstofbenutting van het systeem. Onderzoek wijst

uit dat vooral regenwormen een belangrijke rol spelen in de nutriëntenlevering, terwijl ze juist erg gevoelig zijn voor grondbewerking. De door het bodemleven vrijgemaakte stikstof kan worden opgenomen door het gewas, maar kan ook uitspoelen naar grond- of oppervlaktewater. Dat geldt ook voor stikstof die door de boer als kunstmest gegeven wordt. Een gezond bodemleven draagt bij aan een grotere bodemvruchtbaarheid, waardoor minder kunstmest nodig is. Bovendien zijn er minder verliezen van stikstof naar het milieu. Boeren moeten er dan wel voor zorgen dat er het hele jaar een gewas op het veld staat (Postma-Blaauw 2008).

Biochar

Het toevoegen van biochar aan de bodem biedt veel perspectief voor betere bodemstructuur en hogere bodemvruchtbaarheid (Marris, 2006). Biochar wordt verkregen door zuurstofarme pyrolyse van gewasresten (vgl. houtskoolproductie). De methode is in feite duizenden jaren oud (toegepast door pre-Columbiaanse Amazone indianen: *Terra Preta de Indio*) (Solomon et al. 2007; Lehmann, 2008). Het proefschrift *Amazonian Soils* (Sombroek, 1966) heeft wetenschappelijke aandacht gevestigd op deze veelbelovende methode, maar er is wereldwijd nog weinig toepassing en slechts kleinschalige toetsing op praktijkschaal in de moderne landbouw.

Met biochar kan bovendien koolstof voor vele honderden jaren in de bodem worden vastgelegd, en de productie is bovendien exotherm (er wordt enkele malen meer energie geproduceerd dan geïnvesteerd).

Er zijn echter ook onzekerheden, bijvoorbeeld op het gebied van de aanvoer van contaminanten, die grootschalige toepassing van biochar in de praktijk in de weg kunnen staan.

3.2 Bodemstructuur

Zelfregulerende processen in de bodem kunnen zorgen voor een gunstige bodemstructuur die het bodemgebruik ondersteunt, zodat met minder zware en frequente ingrepen kan worden volstaan en een meer duurzaam bodemgebruik mogelijk is.

Een goede bodemstructuur is niet een doel op zich voor de meeste bodemgebruikers en bodembeheer is dan ook niet altijd gericht op het behoud van structuur. Maar een goede structuur is ondersteunend voor de gewasproductie of de realisatie van botanische natuurdoelen, en de gebruiker van de bodem is er dan ook bij gebaat om hier rekening mee te houden bij het beheer van de bodem.

De principes achter deze bodemdienst worden specifiek uitgewerkt voor de verschillende bodemcategorieën (hoofdstuk 4), omdat deze sterk samenhangen met de grondsoort en het humusprofiel (verdeling van organische stof over het bodemprofiel).

3.3 Regulatie organische stof

Er zitten twee kanten aan deze bodemdienst: de opbouw van organische stof en de afbraak (mineralisatie) ervan. De mineralisatie van organische stof levert beschikbare nutriënten, de opbouw van organische stof geeft juist een voorraad en vormt het kapitaal van de bodem.

Algemene principes worden specifiek voor bodemcategorieën uitgewerkt in hoofdstuk 4, omdat deze sterk samenhangen met het organische stofgehalte en het humusprofiel van de grondsoort. Zoals uit navolgende hoofdstukken zal blijken speelt organische stof een cruciale rol in alle ecosysteemdiensten van de bodem: alle ondersteunende bodemdiensten (zie Figuur 1) zijn afhankelijk van de hoeveelheid en kwaliteit van organisch stof. Op basis van de organische stof kan een bodem dus op verschillende manieren bijdragen aan de doelstelling van de gebruiker(s), en het bodembeheer zou dan ook eerst en vooral moeten zijn gericht op beheer van organische stof in de bodem (opbouw en afbraak, kwaliteit en kwantiteit, en verdeling over het bodemprofiel).

3.4 Ziekte en plaagwering

De algemene gedachte is dat deze ecosysteemdienst bij minder inzet van bestrijdingsmiddelen kan bijdragen aan een bredere en effectievere vermindering van ziekten en plagen.

Voor wat betreft de ziekte- en plaagwering door de bodem zijn algemene principes nog weinig uitgewerkt. De plaagwerendheid van de bodem blijkt nog weinig onderzocht. Er zijn wel diverse studies die het effect van bodembeheer op de conditie van waardplanten en daarmee de schade door bovengrondse plaagorganismen beschrijven. De schade is vaak minder ernstig in biologisch beheerde grond (Altieri, 1999; Altieri & Nicholls, 2003).

Over ziekte- en plaagwering is echter een groot aantal wetenschappelijke artikelen te vinden. Het is een betrekkelijk jong onderzoeksgebied (vooral van de laatste 10 jaar). Toch zijn er over dit onderwerp al diverse *reviews* geschreven (Conway, 1996; Abawi & Widmer, 2000; Katan, 2000; Mazzola, 2002; Bailey & Lazarovits, 2003; Sullivan, 2004; Janvier *et al.* 2007; Ghorbani *et al.* 2008). Het meeste onderzoek behelst echter studies naar de factoren die de bodemweerstand beïnvloeden. Hierover bestaan tientallen artikelen. Dit onderzoek biedt vaak wel perspectief voor concrete maatregelen, maar de effectiviteit van de meeste gesuggereerde maatregelen ter bevordering van ziekte- en plaagwering is nog weinig in de praktijk vastgesteld. Hiermee dient rekening te worden gehouden bij het lezen van §4.4 en §4.5.

Een andere groep publicaties betreft de effecten van hele teeltsystemen op de ziekte- en plaagwering (of andere microbiële parameters), in veel gevallen biologische teelt. Ofschoon er in deze studies vaak een positieve invloed op ziekte- en plaagwering werd gevonden (bijvoorbeeld van Diepingen *et al.* 2006; Olanya *et al.* 2006; Stirling, 2008),

kan dit effect niet aan één bepaalde maatregel worden toegeschreven omdat de teeltregimes uitvoering van een groot aantal maatregelen tegelijkertijd betreffen.

Ghorbani *et al.* (2008) beschrijven in hun review van bodembeheer voor ziektevering hoe een groot aantal abiotische factoren de ziektevering beïnvloedt: bodemvruchtbaarheid en nutriëntenstatus (stikstof, fosfaat, kalium), organische stof, pH, bodemstructuur, bodemvochtigheid en temperatuur. De optimale omstandigheden voor ziektevering verschillen echter per soort bodem, per waardplant en per ziekte. Vooral de combinatie ziekte-waardplant is belangrijk en hier bestaan talloze combinaties van. Het vergroten van de bodemweerbaarheid is dus vaak maatwerk. Het zou in het kader van deze literatuurrecherche echter te ver gaan om voor al deze combinaties de juiste omstandigheden voor ziektevering van de bodem uit de literatuur af te leiden, dus welke maatregel tegen welke ziekte in welke teelt het beste werkt. In principe is daar waarschijnlijk op basis van de vele gepubliceerde artikelen echter nog wel een completer overzicht van samen te stellen.

Er kan dus thans geen eenduidige set optimale condities voor ziektevering in alle situaties worden afgeleid. Wel zijn er een aantal maatregelen aan te geven die in veel gevallen gunstig zijn voor de ziekte- en plaagwerendheid van de bodem. Deze worden gepresenteerd in §4.4 en §4.5. Maar hierop zijn echter altijd uitzonderingen mogelijk. Zowel Janvier *et al.* (2007) als Ghorbani *et al.* (2008) presenteren overzichten van de aantallen studies waarin positieve dan wel negatieve effecten van bepaalde factoren en/of maatregelen worden gerapporteerd.

Een zorgvuldige planning van de maatregelen is vereist, zoals een ruime rotatie en de preciese gewaskeuze, en het soort compost dat gebruikt kan worden voor ziektevering (Sullivan, 2004). Ook dient men zich terdege te realiseren dat het tijd vraagt totdat de maatregelen tot uitdrukking komen (Bailey & Lazarovits, 2003). In de overgang naar biologische landbouw, bijvoorbeeld, kunnen boeren de eerste 5 jaar met plagen en ziekten te maken krijgen (van Diepingen et al. 2006).

3.5 Weerstand tegen stress

Bij deze ecosystemedienst is de gedachte dat een goed functionerend systeem meer weerstand kan bieden tegen stressoren en verstoringen van buitenaf, waarbij essentiële functies door zelfregulatie op peil blijven, zodat het bodemgebruik minder snel schade ondervindt.

Aan conceptuele bodemdiensten als weerstand tegen stress, adaptief vermogen en veerkracht kan nog weinig uitwerking worden gegeven. Dit hangt samen met de beperkte mogelijkheden om deze aspecten te meten en de dientengevolge zeer beperkte wetenschappelijke kennis die toepasbaar is in de praktijk. De gouden regel voor het beheer van natuurlijke hulpbronnen gaat over de boeg van behoud van biodiversiteit: *Management should strive to retain critical types and ranges of natural variation in resource systems in order to maintain resilience* (Gunderson & Holling, 2002).

Organische stof en biodiversiteit (alweer) van belang

De weerstand tegen stress wordt waarschijnlijk bevorderd door alle maatregelen die het organische stofgehalte en de biodiversiteit in de grond bevorderen. De weerstand van de bodem hangt nauw samen met het bodemleven en het organische stofgehalte (Griffiths et al. 2008). Ook de aanwezigheid van andere (meervoudige) stressfactoren is van belang (Tobor-Kaplon et al. 2006).

De stabiliteit van het bodemleven kan worden gemeten door middel van stress op stress experimenten (Griffiths et al. (2000). Hierbij wordt de afbraak van toegevoegde gewasresten gebruikt als maat voor het functioneren van de bodem, en wordt getest in hoeverre stressfactoren zoals koperverontreiniging, tijdelijk verhoogde temperaturen en droog-nat cycli, de afbraak van organische stof remmen (weerstand), en hoe snel het proces zich herstelt na de verstoring (veerkracht). Griffiths et al. (2008) vonden dat het organische stofgehalte de belangrijkste bepalende factor was voor de weerstand. Het vochtgehalte correleerde sterk met het organische stofgehalte. Het kleigehalte, dat ook bepalend is voor het waterhoudend vermogen, had echter een geringe correlatie met de weerstand. Het ligt dus niet alleen aan het vochtgehalte. Waarschijnlijk heeft het fysisch-chemisch milieu in de bodem effect op de fysiologische respons van de bacteriën op de optredende stressfactoren, en daarmee op de weerstand van microbiologische processen. Griffiths et al. (2008) vonden ook dat er geen herstel was na toevoeging van koper aan de grond wanneer er maar 1 soort bacterie aanwezig was, terwijl een gemeenschap van veel soorten zich in de loop van de tijd herstelde. Dit illustreert de mogelijke rol van biodiversiteit bij de stabiliteit van de bodem. Als er meer soorten zijn, is de kans groter dat er soorten bij zijn die zich kunnen aanpassen aan de stress en zo een herstel mogelijk maken of versnellen.

Effect van gewas, langzaam groeiende bacteriën en mycorrhiza schimmels

Ook de samenstelling van het gewas kan effect hebben op de weerstand van de microbiële processen in de bodem, bijvoorbeeld tegen droogte (Orwin & Wardle, 2005). Verschillen in hoeveelheid en kwaliteit van worteluitscheiding en gewasresten kunnen leiden tot verschillen in de microbiële gemeenschap. Grond zonder planten had de hoogste weerstand. Dit werd verklaard doordat de bacteriën minder voeding ter beschikking hadden. Deze koolstofbeperking leidde tot meer langzaam groeiende (oligotrofe) bacteriën. Deze lijken beter bestand tegen droogte, in tegenstelling tot actieve snel groeiende (copiotrofe) bacteriën die gauw doodgaan onder ongunstige omstandigheden zoals droogte. In de grond met planten is er meer voeding voor de bacteriën. Grond met smalle weegbree had de laagste weerstand, gevolgd door respectievelijk Engels raaigras en witte klaver. De laatste twee soorten gaven meer stikstof in de grond, waardoor koolstof nog steeds de beperkende factor was voor de bacteriën. Dit zou leiden tot meer langzaam groeiende oligotrofe bacteriën met een grotere weerstand. Via dit mechanisme zou de samenstelling van het gewas de weerstand beïnvloeden.

Bij een lagere beschikbaarheid van nutriënten vormen mycorrhiza schimmels een symbiose met plantenwortels. Door een uitgebreid netwerk van schimmeldraden kan de plant meer water en nutriënten opnemen (Eason et al. 1999, Hamel, 2004, Brussaard et al. 2007). Daardoor zorgen mycorrhiza schimmels voor een betere weerstand van planten tegen droogte en andere water gerelateerde stress, zoals

verzilting en verdichting (Harrier & Watson, 2003). Op biologische beheerde bodems komen meer mycorrhiza schimmels voor (Mäder et al. 2002; Van Diepeningen et al. 2006).

Grotere stabiliteit in biologische akkers en in grasland

Grond van een biologisch beheerde akker vertoonde een grotere weerstand dan grond van een gangbaar intensief gebruikte akker. Ook grasland vertoonde een grotere weerstand dan de gangbare akker (Griffiths et al. 2001). Bij een gepaarde vergelijking van 13 biologische akkerbouwbedrijven met 14 naburige gangbare bedrijven in Nederland had de grond van biologische bedrijven een betere weerstand tegen droog-nat cycli (Van Diepeningen et al. 2006). Dit ging gepaard met een hogere diversiteit van bacteriën en nematoden, met een hogere biologische activiteit, en met een lager nitraatgehalte in de grond. De diversiteit van bacteriën nam toe met het aantal jaren biologisch beheer. Het duurt waarschijnlijk ongeveer 5 jaar voordat de bodem is aangepast aan veranderd beheer. In de biologische akkers zaten meer langzaam groeiende oligotrofe bacteriën. Er zijn aanwijzingen dat oligotrofe bacteriën een stabiliserend effect hebben op microbiologische processen in de bodem (Zelenev et al. 2006). De voornaamste redenen voor de verschillen tussen de gangbare en biologische akkers leken de geringere ploegdiepte, de organische bemesting en de afwezigheid van kunstmestgebruik.

3.6 Flexibiliteit

De algemene gedachte achter deze bodemdienst is dat een systeem bij voldoende kwaliteit kan bijdragen aan veranderende behoeften in het bodemgebruik zonder dat daartoe zware ingrepen vereist zijn. Vooral in situaties waarin sprake is van regelmatige veranderingen (rotatieteelt, eenjarig grasland) of veranderd landgebruik wordt veel van de bodem gevraagd.

Wat is “voldoende kwaliteit”? Bodemdiensten als weerstand tegen stress, adaptief vermogen en flexibiliteit zijn duidelijk nog conceptueel van aard. Het is met de huidige stand van kennis nog lastig om er duidelijke uitwerking aan te geven. Dit hangt samen met de beperkte mogelijkheden om dergelijke aspecten aan een ecosysteem te meten; de wetenschappelijke kennis die toepasbaar is in de praktijk is nog zeer beperkt.

3.7 Zelfreinigend vermogen

De gedachte achter deze ecosysteemdienst is dat bodembeheer er op gericht kan worden het ecosysteem zelf te stimuleren tot afbraak van verontreinigingen, of de immobilisatie ervan, zodat met minder ingrepen (sanering) kosteneffectievere resultaten worden verkregen in het gebruik van de bodem.

Maatregelen die het organische stofgehalte en de biodiversiteit bevorderen zijn goed voor het zelfreinigend vermogen. Gunstige omstandigheden voor micro-organismen

zijn een voorwaarde voor afbraak van verontreinigende stoffen in de bodem. Maatregelen gericht op organische stof zoals gereduceerde grondbewerking en groenbemesters leiden vaak tot (1) een hoger organische stofgehalte, (2) lagere pH, (3) hoger vochtgehalte, (4) actievere microbiële populaties en (5) betere bodemstructuur met meer stabiele aggregaten en doorlopende macroporiën (Locke & Bryson, 1997; Gavrilesco et al. 2005).

Bodemorganische stof dient als energiebron voor micro-organismen die essentieel zijn voor de afbraak van organische verontreinigingen en bestrijdingsmiddelen. Bodems met relatief veel klei en organische stof gaan uitspoeling tegen, adsorberen veel bestrijdingsmiddelen en bevatten gewoonlijk een hoge diversiteit en relatief veel organismen die verontreinigingen kunnen afbreken. Dat is gunstig. In bodems met veel doorlopende macroporiën en in zandgrond kunnen bestrijdingsmiddelen sneller wegspoelen naar het grondwater. Dat is niet gunstig.

De effecten van organisch stofbeheer op de afbraak van bestrijdingsmiddelen zijn wisselend. Soms is het effect positief, en soms is er geen effect. Veel hangt af van de eigenschappen van het bestrijdingsmiddel en de afbraakproducten daarvan. Sommige afbraakproducten zijn goed oplosbaar in water en spoelen sneller weg. Andere binden juist aan klei en organische stof. Bij zulke stoffen leiden een verhoogd organische stofgehalte en/of een lagere pH als gevolg van gereduceerde grondbewerking en groenbemesters tot meer binding aan de bodem. Dit is gunstig omdat het middel dan niet wegspoelt. Aan de andere kant kan adsorptie het middel ook beschermen tegen afbraak waardoor het langer in de bodem aanwezig blijft (Locke & Bryson, 1997).

De snelheid van afbraak van verontreinigingen hangt dus af van de eigenschappen van de stof, en van zijn afbraakproducten. Als de stof geschikt is voor biologische afbraak, dan zijn de aanwezigheid van voldoende organische stof en een actief en divers bodemleven noodzakelijk.

3.8 Waterregulatie

Er zitten twee kanten aan deze bodemdienst: de opname en drainage van neerslag en de opslag en nalevering van bodemvocht. In de praktijk is de vochtigheidsgraad van de bodem belangrijk voor het gebruik, en is dus het vochtvasthoudend vermogen als ook de aan- en afvoer van water naar grondwater, oppervlaktewater en atmosfeer cruciaal. De dienst is dan ook vooral relevant voor het voorkomen van schade en extra kosten vanwege de gevolgen van overvloedige neerslag of juist neerslagtekorten. Ook bij waterberging is deze bodemdienst van cruciaal belang.

Waterregulatie is sterk verbonden met bodemstructuur en organische stof. Algemene principes worden specifiek voor bodemcategorieën uitgewerkt in hoofdstuk 4.

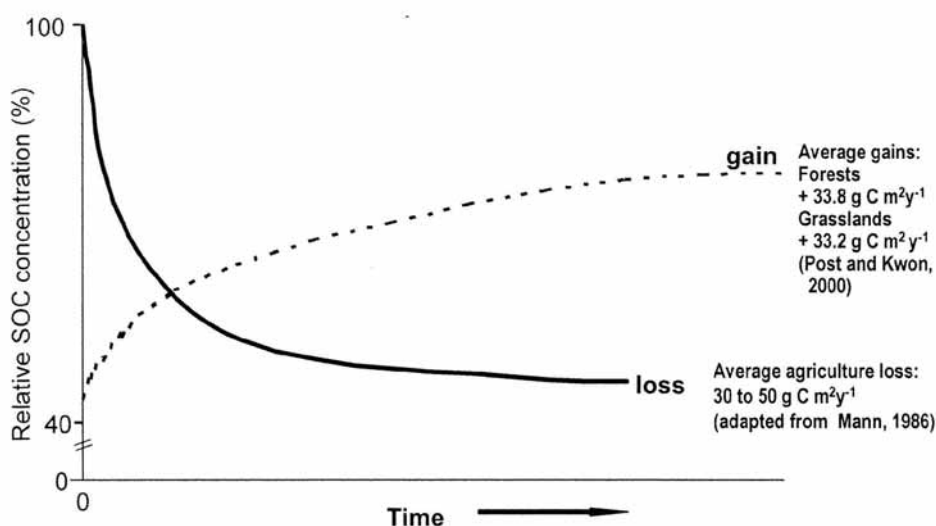
3.9 Klimaatfunctie

De algemene gedachte achter deze ecosystemedienst is dat de bodem op kostenefficiënte wijze kan bijdragen aan de vermindering van broeikasgassen.

Broeikasgasemissies kunnen worden gereduceerd met maatregelen op het gebied van veevoeding, mest en landgebruik. Het hoogste broeikasgasproductiepotentieel ligt bij maatregelen zoals minder kunstmest in meerdere kleine giften, en de toepassing van ureum in plaats van nitraat en ammoniumnitraat kunstmest. Ook beperking van het scheuren van grasland levert een emissiereductie op (Elferink et al. 2007).

Evenwicht tussen emissie en vastlegging van C in de bodem

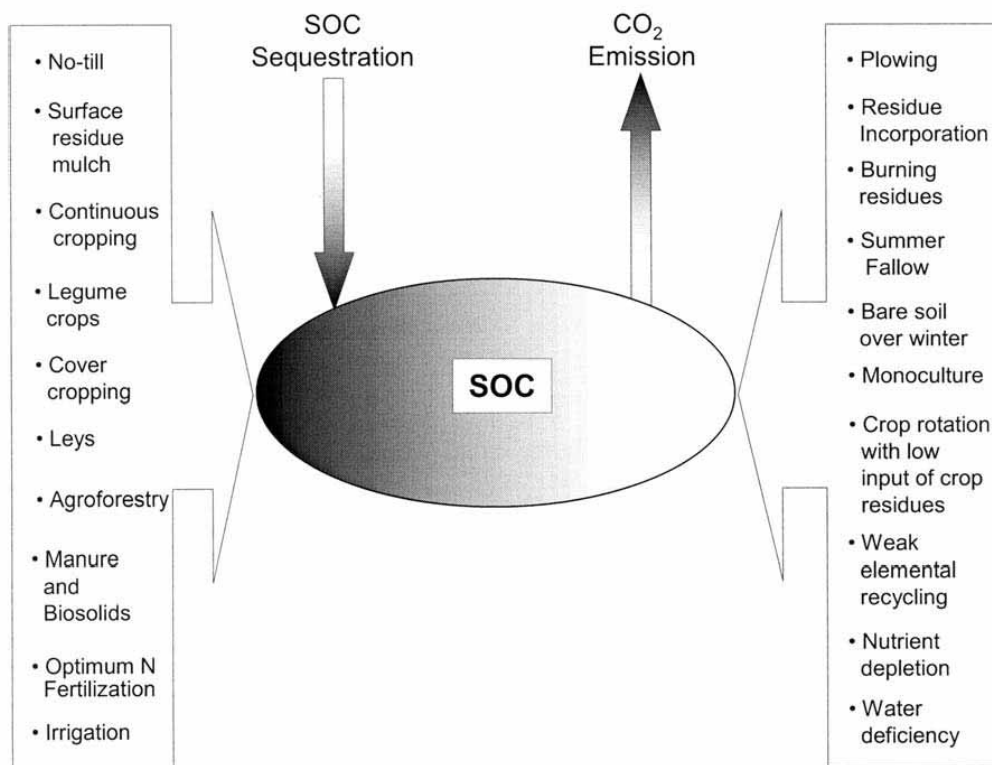
Wereldwijd gezien is een aanzienlijke vermindering van de uitstoot van broeikasgassen door de landbouw mogelijk door het verhogen en beschermen van het organische stofgehalte van de bodem. In natuurlijke ecosystemen zoals bossen of graslanden is de aanvoer van koolstof in evenwicht met de verliezen. Zulke bodems verliezen veel koolstof als ze worden omgezet in landbouwgrond. Toepassing van goede landbouw praktijk kan de organische stof voorraad weer laten stijgen en zo de grote koolstof opslagcapaciteit van 's werelds landbouwgronden opvullen (Figuur 8).



Figuur 8. Soil carbon losses following cultivation of forests and grasslands to agricultural ecosystems, and potential C sequestration by adoption of recommended management practices (RMPs). The time 0 on the x-axis represents the time of conversion to agricultural land use and time of adoption of RMPs (Jarecki & Lal 2003).

Goede landbouwpraktijken omvatten gewasrotaties, minder grondbewerking, bodembedekkers, groenbemesters en vlinderbloemigen, organische bemesting, stikstofbemesting en precisielandbouw (Figuur 9).

In de ontwikkelde economieën worden deze al ingevoerd, in ontwikkelingslanden zou nog veel moeten worden verbeterd. Het duurt waarschijnlijk 25 tot 50 jaar om een nieuw evenwicht met een hoger organische stofgehalte te bereiken. De sleutel voor het verhogen van de bodemkwaliteit en de voedselzekerheid ligt in het beheer van landbouwgrond volgens ecologische principes die leiden tot meer organische stof en duurzaam beheer van water en bodem (Jarecki & Lal, 2003).



Figuur 9. Effect of crop management practices on SOC sequestration (Jarecki & Lal, 2003).

Betere vastlegging van C met vruchtwisseling en organische mest

In combinatie met minimale of geen grondbewerking kan vruchtwisseling het organische stof gehalte verhogen. Vruchtwisseling is effectiever voor het vastleggen van koolstof en stikstof in de bodem dan monocultuur. Op lange termijn houdt grasland veel koolstof vast terwijl intensieve tarweteelt, met braak en zonder groenbemesters heeft geleid tot een duidelijke afname van organische stof en bodemleven. Bij vruchtwisseling met vlinderbloemigen (stikstofbinders) is minder bemesting nodig voor het volgende gewas. Een teeltsysteem met vlinderbloemigen en voldoende stikstofbemesting maakt een hogere productie en verhoging van het organisch koolstofgehalte mogelijk. Positieve effecten van bodembedekkers en groenbemesters op de bodemstructuur zijn vooral van belang op wat zwaardere gronden. Een lange termijn proef in Ohio met continue maïsteelt toonde aan dat toepassing van kunstmest in combinatie met dierlijke mest de meeste koolstofvastlegging gaf, terwijl zonder dierlijke mest het organische koolstofgehalte sterk afnam. Bodems met organische bemesting bevatten een grotere biologische activiteit dan chemisch bemeste bodems. Organische bemesting (bijv. compost en dierlijke mest) op armere grond met weinig organische stof zorgt voor een betere stikstoffixatie door vlinderbloemigen.

Combinatie van maatregelen nodig

Landbouwpraktijken die meer organisch koolstof aanvoeren en de afbraak van organische stof vertragen leiden tot koolstofvastlegging en een betere

bodemkwaliteit. Verschillende maatregelen beïnvloeden elkaar en geen enkele maatregel garandeert succes. Daarom is een combinatie van maatregelen nodig.

Volgens optimistische berekeningen is een jaarlijkse koolstofopslag in de bodem mogelijk die net zo groot is als de jaarlijkse toename van CO₂ in de atmosfeer (3Pg/jaar, 1 Pg = 10¹² kg). Toename van het organische stofgehalte in de bodem is een lange-termijn proces. In de meeste landbouwgronden gaan veranderingen langzaam en is er binnen een termijn van 10 jaar nog geen toename te zien. Met goede landbouwpraktijken kan in 15 tot 50 jaar een nieuw (hoger) evenwicht in organisch koolstof in de grond worden bereikt. Het beheer moet dan gericht zijn op (Lal, 2008):

- Royaal gebruik van gewasresten, dierlijke mest en ander organisch afval,
- Minimale verstoring van de bodem en voortdurende bedekking met gewas of plantenresten,
- Voldoende nutriënten (inclusief kunstmest) en water voor optimale gewasgroei
- Actief bodemleven voor omzetting van organische stof en het beschikbaar maken van nutriënten,
- Teeltsystemen die efficiënt gebruik maken van nutriënten en koolstof. Verbetering is mogelijk door middel van nieuwe technieken zoals GIS, *remote sensing*, genetisch aangepaste gewassen en rhizosfeerorganismen en langzaam werkende (kunst)meststoffen.

Landbouw kan alleen duurzaam zijn op lange termijn als de afvoer van geproduceerd materiaal in evenwicht is met de aanvoer van nutriënten. Waar onvoldoende organische bemesting beschikbaar is kan kunstmest nodig zijn. Voor het gewas maakt het niet uit waar de mineralen vandaan komen. Voor de kwaliteit van bodem en milieu is een goed organische stofbeheer van groot belang.

Waar mogelijk moet worden gestreefd naar koolstofvastlegging in terrestrische ecosystemen zoals bodems, bossen en wetlands. Daarnaast moet een goede bodemkwaliteit gericht zijn op minimale lachgasproductie, minimale methaanproductie en maximale methaanoxidatie.

Is koolstofvastlegging in de bodem goed tegen klimaatverandering?

De meningen over de mogelijkheden van de bodem voor koolstofopslag zijn verdeeld. Volgens Korschens (2006) is reductie van de CO₂ concentratie in de atmosfeer door koolstofvastlegging in akkerland praktisch onmogelijk. De bodem heeft waarschijnlijk een (fysisch) beperkte capaciteit om koolstof vast te leggen. Dat hangt mede af van het klei gehalte. Hoe meer klei, hoe groter het positieve effect van organische mest en gewasrotatie. Echter, als het maximum is bereikt gaat er niet meer in. In (o.a.) Duitsland is het gebruik van dierlijke mest wettelijk beperkt. Daarom wordt veel stro gebruikt voor organische bemesting. Stro zou echter beter voor (bio)energie productie kunnen worden gebruikt als de bodem al op het optimale koolstofniveau zit.

In een review van 115 studies concludeerden Conant et al. (2001) dat goed graslandbeheer kan leiden tot een belangrijke vastlegging van koolstof (gemiddeld 0.54 Mg C/ha/jr). Minder grondbewerking, introductie van regenwormen en irrigatie gaven de sterkste verbeteringen. Ook Smith et al. (2001, 2008) concluderen dat

landbouw en bodembeheer een aanzienlijke bijdrage kunnen leveren aan het tegengaan van klimaatverandering met maatregelen als:

- Efficiënt gebruik van dierlijke mest
- Gebruik van rioolslib
- Stro teruggeven aan de grond
- Vermijden van grondbewerking
- Extensiever gebruik van onrendabele akkers
- Overbodige akkers beplanten met bos
- Overbodige akkers gebruiken voor productie van biobrandstoffen

De laatste aanbevelingen zijn mogelijk alweer achterhaald door stijgende voedseltekorten en -prijzen.

De emissie of vastlegging van CO₂ in Nederlandse bodems is grotendeels onbekend. Er wordt vanuit gegaan dat de mogelijke vastlegging in de bodem maar een klein percentage zou zijn van de totale landelijke emissie (inclusief de verstookte fossiele brandstoffen) (presentatie Peter Kuikman, Symposium Duurzaam Bodembeheer, Louis Bolk Instituut, 24 januari 2008). Het vermijden van verliezen van de al in de bodem aanwezige organische stof lijkt veel effectiever. Vooral door ontwatering en afbraak van veengronden ontstaan grote emissies van CO₂ en lachgas.

Een onbekende maar veelbelovende methode voor koolstofvastlegging in de bodem zou kunnen zijn de toepassing van biochar (Lehmann, 2007). De methode is in feite duizenden jaren oud, maar weinig beproefd in de moderne landbouw. Het proefschrift *Amazonian Soils* van Sombroek heeft wetenschappelijke aandacht gevestigd op deze veelbelovende methode, maar in Nederland zelf is er nog weinig toepassing of zelfs maar toetsing op praktijkschaal.

Lachgas en methaan nog belangrijker dan CO₂

Lachgas en methaan vormen de belangrijkste broeikasgasemissies van de melkveehouderij in Nederland (Sebek en Schils, 2006). In het Verenigd Koninkrijk werd voor 1996 een totale lachgasemissie uit de veehouderij berekend van 38 kt. De twee voornaamste bronnen waren 23 kt N₂O na toediening van kunstmest aan bodems, en 6 kt N₂O uit mestopslag (voornamelijk stalmest) (Chadwick et al. 1999). Emissies van lachgas en methaan uit (niet overdekte) mestopslag zijn vergelijkbaar voor drijfmest en vaste mest. Alleen bij varkensmest is opslag van drijfmest iets gunstiger vanwege grotere ammoniak emissies uit vaste mestopslag. Het beste (en duurste) is bovengrondse mestopslag in overdekte silo's (Nicholson et al. 2002).

Broeikasgasemissies kunnen worden gereduceerd met maatregelen op het gebied van veevoeding, mest en landgebruik. Het hoogste broeikasgasproductiepotentieel ligt bij maatregelen zoals minder kunstmest in meerdere kleine giften, en de toepassing van ureum in plaats van nitraat en ammoniumnitraat kunstmest. Ook beperking van het scheuren van grasland levert een emissiereductie op (Elferink et al. 2007), zie ook hieronder.

Methaan en lachgas uit de landbouw is een belangrijke bron en is ongeveer 50% van alle methaan en 50% van alle lachgas in Nederland. De bijdrage van de landbouw

emissies aan de emissies in Nederland daalde van 10.0% in 1990 tot 8.6% in 2005. Aanvankelijk steeg de emissie van lachgas na 1990 door de verplichting dierlijke mest onder te werken. De emissie van lachgas daalt na 1995 licht als gevolg van minder dierlijke mest en minder kunstmest. De totale emissie van methaan en lachgas uit de sector landbouw in Nederland daalde met ongeveer 17% tussen 1990 en 2005 (Šebek et al. 2008). Vermindering van de uitstoot van deze broeikasgassen zou dus kunnen worden gerealiseerd door minder dierlijke mest onder te werken en minder kunstmest te gebruiken.

In CO₂-equivalenten (resp. 21 en 310 maal voor methaan en lachgas) leverde de landbouw in 2005 18,2 Mton CO₂-eq waarvan uit 8,8 Mton CO₂-eq methaan en 9,4 Mton CO₂-eq uit lachgas. Dat was samen goed voor 8,4% van de nationale emissie in CO₂-eq (Brandes et al. 2007: tabel 6.1). Verreweg het grootste deel van deze emissies kwam in Nederland voor rekening van de melk- en rundveehouderij (Šebek et al. 2008).

De emissie van CO₂ en N₂O door graslandbeheer (o.a. graslandvernieuwing) bedroeg in 2001 1,4 – 1,7 Gg CO₂-eq. Dat was ongeveer 4% op een totaal van ca. 18% van de totale Nederlandse emissies broeikasgassen van 37,6 Gg CO₂-eq (berekend uit data Šebek et al. 2008; Vellinga et al. 2004). Het minder vaak scheuren van grasland kan dus substantieel bijdragen aan de reductie van broeikasgasemissies.

4 Bodembeheer in transitie; uitwerking naar bodemcategorieën

In het vorige hoofdstuk werden algemene principes besproken achter de positieve effecten van maatregelen op ecosysteemdiensten van de bodem. In het nu volgende hoofdstuk worden bodemdiensten geïdentificeerd die specifiek relevant zijn voor een bepaalde bodemcategorie. Dit hoofdstuk is onderbouwend bedoeld voor het toekomstig Handboek RBB, de paragraafindeling volgt daarom de tien bodemcategorieën. De analyse wordt ingestoken vanuit drie transities in bodemgebruik:

- natuurontwikkeling en –herstel
- duurzame landbouw
- groene stad.

Aan de hand van tien bodemcategorieën uit de RBB-systematiek worden de grootste knelpunten in deze transities benoemd. Daarna benoemen we de meest relevante bodemdiensten die kunnen worden benut om deze problemen aan te pakken. Specifieke maatregelen worden beschreven waarmee het bodembeheer bodemdiensten kan stimuleren; het effect op biologische bodemkwaliteit wordt daarbij kort aangegeven.

4.1 Transitie veranderd landgebruik: natuurherstel

In deze paragraaf besteden we vooral aandacht aan herstel van aangetaste natuur, en niet zozeer ontwikkeling van nieuwe natuur bij veranderd landgebruik. Deze laatste insteek is buiten het kader van de studie gehouden vanwege de complexiteit en omvang die samenhangen met het brede scala aan uitgangssituaties en ontwikkelingsdoelen. In hoofdstuk 6 wordt nog wel aandacht besteed aan zgn. multifunctionele landbouw op marginale gronden.

Knelpunten die in de transitie naar hoogwaardige natuur (i.e. natuurherstel) aan de orde komen illustreren we aan drie bodemcategorieën uit de RBB-systematiek, te weten: ‘bos op zand’, ‘heide op zand’ en ‘halfnatuurlijk grasland op zand’.

4.1.1 Gemengd bos op zand

Samenvatting

De grootste problemen bij het herstel van bossen op zand met zijn het gevolg van verzuring en verrijking. De gevolgen van verzuring komen bijvoorbeeld tot uitdrukking in een omvorming van mull naar moder humustypen, waarbij de hele bodemlevensgemeenschap verandert van een door bacteriën gedomineerd systeem naar een schimmelgedomineerd systeem. Dit brengt grote veranderingen in bodembiodiversiteit met zich, waarbij ook relaties met het bovengrondse ecosysteem kunnen veranderen en botanische natuurdoelen in het gedrang kunnen komen.

Verrijking uit zich in versnelde afbraak van organische stof en verrijking van de vegetatie, waardoor de nutriëntenkringloop ontregeld raakt en snelgroeiende, concurrentiekrachtige soorten met doorgaans lagere natuurwaarde gaan domineren. Specifieke natuurdoelen komen daardoor in het gedrang, en er resulteert een minder hoogwaardige natuur. In de praktijk is het moeilijk om dergelijke ontwikkelingen terug te draaien, voor zover ongewenst (Expertisecentrum LNV, 2004b) Recentelijk dringt zich de idee op dat het bodemleven een medebepalende factor is voor de bovengrondse natuurkwaliteit. Natuurbeheer zou zich in dat geval meer moeten richten op het beheer van de bodem, in het bijzonder op ecosysteemdiensten van de bodem.

De ecosysteemdiensten van de bodem die het meest relevant zijn voor herstel van bos op zand zijn de regulatie van nutriëntenstromen, de bodemstructuur en de opbouw van organische stof.

De maatregelen die in de meeste bossen tot natuurlijk herstel van verzuring leiden zijn de aanplant van basenleverend loofhout (bijvoorbeeld Linde en Es) en het laten ontwikkelen van een oude humuslaag. Door de verbeterde luchtkwaliteit is tegenwoordig minder sprake van verdere verrijking. Effecten van verrijking in bos kunnen in belangrijke mate worden tegengegaan door vastlegging van nutriënten in oude humus.

Belemmeringen

Bos op zand met een min of meer natuurlijke beheer kan zich in verschillende richtingen ontwikkelen. Verzuring van de bodem kan een probleem vormen als het beheer gericht is op plantensoorten die een neutrale bosbodem vereisen. Vergrassing of snelle podzolvorming worden veelal ook als probleem ervaren.

Bij verdere ontwikkeling van het bos kunnen knelpunten vanzelf weer minderen. Zo zal de ontwikkeling van een dikke oude humuslaag de beschikbaarheid van nutriënten steeds verder beperken, waardoor ruigtesoorten gaandeweg uit het bos verdwijnen. Ook brengt iedere keuze voor loof- of naaldhout, en meer in het bijzonder de specifieke boomsoort, zijn eigen boscossysteem en bodem met zich mee.

In het recente verleden leidde zuurvormende depositie (bijvoorbeeld zwavelrijk regenwater) tot verzuring van de bodem. Sinds de luchtkwaliteit is verbeterd neemt dit probleem af.

Om deze belemmeringen te verminderen kan het beheer zich richten op verschillende bodemdiensten (tabel 8).

Hieronder richten we ons op de herstelmogelijkheden voor bodems in bestaande bossen op droge zandgronden in Nederland. Deze categorie omvat naaldbossen, loofbossen en gemengde bossen, die variëren in beheer van productiebos tot min of meer natuurlijke bostypen. Afhankelijk van de functie van het bos kunnen verschillende problemen optreden. Het beheer van het bos, in het bijzonder het bodembeheer, kan zich richten op ecosysteemdiensten van de bodem om deze effectiever te kunnen aanpakken (Tabel 9 en toelichting daaropvolgend). Bij een transitie veranderd landgebruik zou flexibiliteit ook een relevante ecosysteemdienst zijn; deze laten we gegeven de focus opp natuurherstel nu buiten beschouwing.

Tabel 8. Gemengd bos op zand: selectie van relevante ecosysteemdiensten voor natuurherstel (grijs gemarkeerd).

Ecosysteemdienst	Gemengd bos op zand
Productiefunctie	
1. Nutriëntenretentie en -levering	
2. Bodemstructuur	
3. Ziekte en plaagwering	
Weerstand en flexibiliteit	
4. Weerstand tegen stress	
5. Flexibiliteit	
Milieufuncties	
6. <i>Opbouw</i> en afbraak organische stof	
7. Zelfreinigend vermogen	
8. Water <i>regulatie</i>	
9. Klimaatfuncties	
Habitat functie	
10. Bescherming diversiteit	

Nutriëntenretentie en -levering

Een grote hoeveelheid organische stof per vierkante meter kan veel nutriënten vasthouden en leveren. De nutriënten in een bosbodem kunnen vrijkomen bij verstoring, bekalking of bemesting. Zolang de organische laag van de bosbodem intact blijft heeft zelfs het kappen van bos relatief weinig effect op de nutriëntenstromen. Zware grondbewerking na kappen kan leiden tot snelle vertering van het organisch materiaal, een hoge nutriëntenflux en uitspoeling en is dus meestal ongewenst. Tijdelijke inundatie alleen toestaan op bosbodems met een laag fosfaatgehalte in verband met het risico dat het fosfaat plotseling vrijkomt en zorgt voor verzuuring.

Variatie creëren door lokaal dunnen, ringen of omtrekken van bomen, gevolgd door hergroei of aanplant

Lokaal dunnen selectieve kap, ringen, omtrekken en andere kleinschalige maatregelen geven de ruimte aan natuurlijke verjonging en zorgen voor meer variatie in de bosbodem door een grotere variatie in bovengrondse vegetatie en meer mozaïek in de ophoping van blad- en takresten. Lokaal dunnen is gunstig voor de bodem omdat het voorkomt dat de bodem na kappen uitdroogt of sterk verwarmt. Uitdroging vertraagt de afbraak van organische stof. Hogere temperatuur van de bodem, als gevolg van meer instraling na grootschalig kappen, versnelt de afbraak (Berg 2000, Landsberg & Gowers 1997). De nutriëntenstromen variëren navenant. Belangrijk is dat de humuslaag in tact wordt gelaten zodat de ouderdom van de bosbodem onaangetast blijft. Tijdens de hergroeifase zal de voorraad vers organisch materiaal (blad) de eerste jaren sneller verteren dan dat deze wordt opgebouwd (Landsberg & Gowers 1997).

Tabel 9. Maatregelen die kunnen bijdragen aan de duurzaamheid van bos op droge zandgrond. Effecten op biologische bodemkwaliteit zijn aangegeven en de bijdrage aan de oplossing van belemmeringen in herstelbeheer.

Ecosysteemdienst	Maatregel	Effect op biologische bodemkwaliteit / Bijdrage aan probleemoplossing
1. Nutriëntenretentie en -levering ⁶	Lokaal dunnen (omvat individueel kappen, ringen, omtrekken, etc.)	Door deze maatregelen neemt de diversiteit van het bos toe en worden oude humus en het hieraan gekoppelde bufferende vermogen voor nutriënten gespaard. Ondanks verjonging van de vegetatie blijft de ouderdom van de bosbodem onaangestast mits de humuslaag intact blijft
	Aanplant van loofhout	Verzuring kan worden tegengegaan door aanplant van bijvoorbeeld Linde en Es. Eik en Beuk leiden juist tot verzuring. Nutriëntenfluxen kunnen toenemen omdat blad van loofbomen een hoge afbraaksnelheid heeft dan van naaldbomen (uitgezonderd Eik en Beuk).
	Aanplant van naaldhout	Bladeren van de meeste naaldhoutsoorten houden nutriënten lang vast door een lage afbraaksnelheid (uitzondering: Larix).
	Bemesten	Hogere (vrije) N gehalten in strooisel versnellen de decompositie, terwijl veel nutriënten leiden tot de aanmaak van jong blad dat een grotere fractie slecht afbreekbaar materiaal bevat. Bij bemesting neemt de bovengrondse biomassa sneller toe dan de biomassa van het organisch materiaal in de bodem.
2. Bodemstructuur	Bekalken	Door het bufferend vermogen van natuurlijke humus treedt blijvende pH verandering in humeuze bosbodem veelal pas op na zware bekalking Zwarte bekalking verandert het bodemecosysteem. Bekalken leidt zowel tot afbraak als vastlegging van organische stof (Berg 2000) en tot vastlegging van fosfaat. Je bent je grond aan het "uitmergelen". Het bodemleven in een neutrale bosbodem zorgt voor een relatief dunne humuslaag op de bodem en een betere menging van de organische stof door het bodemprofiel., Naaldboutsoorten (maar ook Eik en Beuk) zorgen veelal voor een dikke bovengrondse humuslaag.
	Onderhoud met licht materieel	vrijwel altijd minder schadelijk dan zwaar materieel Het voorkomt compactie van de bodem. Op zandgronden is het effect beperkt.

⁶ De ecosysteemdienst 'nutriëntenretentie en -levering' drukt uit dat nutriënten enerzijds moeten worden vastgehouden door de bodem opdat ze niet verloren gaan door uitspoeling, en anderzijds moeten vrijkomen op momenten dat een productiegewas er het sterkst van kan profiteren. In natuurgebieden is nutriëntenretentie van minder belang, of zelfs ongewenst, terwijl levering in verband met productiefuncties zelden een rol speelt.

Ecosysteemdienst	Maatregel	Effect op biologische bodemkwaliteit / Bijdrage aan probleemoplossing
	Natuurlijk beheer	Natuurlijk beheer, inclusief het laten liggen van dood hout, leidt vrijwel altijd tot de ontwikkeling van meer humus en een grotere rol van schimmels in het bodemecosysteem.
	Het tegengaan van verzurende depositie	Directe schade door verzuring neemt af. Effect van alkalische ionen die van nature door blad worden uitgescheiden, wordt versterkt.
4. Weerstand tegen stress	Bekalken	Kalk beschermt oude humus tegen decompositie maar leidt tot snelle afbraak van jonge humus. Toediening van kalk in zure bodems verhoogt de pH en kan leiden snelle decompositie, een tijdelijke nutriëntenflux en verruiging van de vegetatie.
6. Opbouw organische stof	Tegengaan klimaatverandering	In een kouder klimaat vormt zich een dikkere humuslaag omdat bij een lagere gemiddelde jaartemperatuur de vorming van organische stof de afbraak overtreft.
	Verhogen van de pH	Bij hoge pH worden veel schadelijke metalen, zoals Al, vastgelegd. Omgekeerd komen bij verlagen van de pH veel metalen vrij.
7. Zelfreinigend vermogen	Bomen aanplanten	In biomassa wordt (tijdelijk) veel CO ₂ vastgelegd.
9. Klimaatfuncties		

Aanplant loofbomen

Doordat blad veelal hogere gehalten voedingstoffen en mineralen bevat en lagere gehalten van afbraakremmende stoffen dan naalden, versnelt de aanwezigheid van loof de decompositie (Polyakova & Billor 2007). Nederlandse loofbomen met snel verterend blad zijn bijvoorbeeld Esdoorn, Es, Linde, Wilg en Populier. Haagbeuk en Berk zijn intermediair. Blad van Beuk, Eik en Amerikaanse vogelkers verteert relatief slecht (pers. med. L. Kuiters). Bomen zoals Linde en Essen transporteren veel basische ionen vanuit de ondergrond naar boven en gaan hierdoor verzuring van de bodem tegen (Hommel et al. 2001).

Aanplant naaldbomen

Dit leidt veelal tot een dikke strooisellaag. Dit komt doordat de meeste naalden lagere gehalten hebben van voedingstoffen en mineralen en hogere gehalten van afbraakremmende stoffen. Slecht afbreekbaar zijn o.a. Grove den en Fijnspar. Van andere naaldbomen, o.a. Douglas en Lariks, verteert het blad relatief gemakkelijk (Polyakova & Billor 2007). Naaldbomen beïnvloeden de schimmelflora door selectieve symbiose met bepaalde soorten paddenstoelen.

Bemesting

Hogere (vrije) N gehalten in strooisel versnellen de decompositie terwijl de vorming in jong blad van slecht afbreekbare verbindingen juist toeneemt, waardoor de fractie slecht verteerbare humus toeneemt met het N gehalte van nieuwgevormd blad (Berg 2000, Landsberg & Gowers 1997, Theodorou & Bowen 1990). De aanwezigheid van een dikke humuslaag buffert de beschikbaarheid van voedingstoffen. Ongeveer een

kwart van de bossen in Europa vertoont stikstofverzadiging (gegeven 5 kg N uitspoeling per jaar als grenswaarde)(De Schrijver et al. 2008). Harding en Jokela (1994) vonden dat bemesting van bosopstanden leidde tot een toename in de bovengrondse biomassa, terwijl de organische stof in de bodem niet significant toenam.

Bekalken

Bekalken leidt zowel tot afbraak als vastlegging van organische stof (Berg 2000) en tot vastlegging van fosfaat. Je bent je grond aan het "uitmergelen". In zure gronden is de bacteriegroei geremd waardoor verhoging van de pH (minder zure grond) door bekalken leidt tot meer bacteriële activiteit en hogere afbraaksnelheid van organische stof. Bekalken versnelt de afbraak van zuur loof, zoals van beuk. Kalkhoudende grond bevat vaak een rijk bodemleven. Kalk leidt tot een toename van humus-klei complexen waardoor oude humus juist wordt beschermd tegen decompositie (Morris et al. 2007). Kalk leidt tot meer wortels maar tragere bovengrondse groei van bomen (Morris 2007). Bekalken leidt tot minder wortelschimmels (mycorrhiza). Om de pH van een bosgrond blijvend te verhogen is vrij veel kalk nodig (Condron et al. 1993).

Bodemstructuur

De bosbodem vormt zich in afhankelijkheid van bodemcategorie, bodemvocht, boomsoort en bodemleven. Erg zure, erg droge of erg natte omstandigheden en boomsoorten met moeilijk afbreekbare bladeren/naalden (Beuk, Grove den) leiden veelal tot een dikke bovengrondse organische laag. Een zure organische laag kan bovendien leiden tot podzolvorming. Boomsoorten die basische ionen uit de ondergrond omhoog transporteren, boomsoorten met gemakkelijk afbreekbare bladeren en bodems met een neutrale pH leiden veelal tot een snelle afbraak van bovengronds organisch materiaal, een rijk bodemleven en een groter percentage humus in de bodem. Activiteit van wormen, potwormen, nematoden, springstaarten en mijten stimuleert de vorming van stabiele microaggregaten die bescherming bieden tegen snelle afbraak van organische stof (Sollins et al 1996).

Loofhout of naaldhout

Doordat de bodem onder loofhout (met uitzondering van beuk en eik) relatief minder zuur is, kent deze een actiever bodemleven. Het bodemleven zorgt voor een betere menging van de bodem.

Onderhoud met licht materieel

Bodemverdichting leidt tot minder zuurstoftoevoer en minder decompositie (Soane 1990). Vooral de stagnatie van water op een samengeperste bodem leidt snel tot poelen en zuurstofloze condities in de grond. Een hoog organische stofgehalte gaat compactie tegen, tenzij het zeer oude organische stof betreft, die versmeert.

Natuurlijk beheer

Natuurlijk beheer, waarbij veel plantenresten achter blijven en geen hout of strooisel wordt afgevoerd leidt veelal tot een dikkere strooisellaag en een dikkere laag stabiele humus.

Weerstand tegen stress

Het streven naar dikke bovengrondse organische laag en/of de aanwezigheid van veel oude humus in de bodem vergroten de weerstand van de bosbodem tegen stress, zoals verdroging, verrijking met nutriënten en het effect van toxische stoffen. Een dikke organische laag kan bovendien de weerstand tegen stress verhogen door buffering van verzuring.

Tegengaan verzurende depositie

Verzurende depositie kan het beste worden tegengegaan door vermindering van de uitstoot. De belangrijkste bronnen zijn: ammoniak (NH₃, agrarische sector), stikstofoxiden (NO_x, verkeer) en zwaveldioxide (SO₂, petrochemische industrie en elektriciteitscentrales). De effecten op bos zijn afhankelijk van de opstand en de bodem, en hier liggen dan ook aanknopingspunten voor het beheer. Zuurvormende stoffen in regenwater worden vaak geneutraliseerd door basen, zoals ammoniak; in de bodem vormen zich dan zure verbindingen. Een dikke humuslaag kan hierbij bufferend werken. In bossen op basische gronden kunnen alkalische ionen uit bladeren (K⁺, Mg⁺, Ca²⁺) al in de boomkroon zure depositie neutraliseren. Op slecht gebufferde gronden (bijv. arme zandgrond) verlaagt regen met een groot potentieel zuurvormend vermogen de pH van de grond, waardoor alkalische ionen (Mn) in oplossing gaan en de bacteriële afbraak van organisch materiaal stagneert (Laskowski et al. 2006). Door hogere zuurgraad neemt de accumulatie van organisch materiaal toe. Door regen met een hoog stikstofgehalte neemt de productie toe (Nissinen & Hari 1998).

Opbouw organische stof

Bladval draagt sterker bij aan de opbouw van organische stof dan wortelgroei. Omdat de vertering sneller toeneemt dan de productie, neemt daarom bij een warmer klimaat de hoeveelheid organische stof per vierkante meter af, en dus ook de opslag van CO₂. Tegengaan van *global warming* is nodig om het huidige gehalte organische stof te handhaven. Ook de keuze voor naald- of loofhout heeft veel invloed, waarbij, blad van loofbomen sneller verteert dan dat van naaldbomen, met uitzondering van eik, beuk en lariks.

Bekalken

In zure bodems verhoogt kalk de pH, wat de bacteriële decompositie stimuleert. Dit leidt veelal tot ongewenste verrijking van de vegetatie. Een kalkrijke bodem lijkt daarnaast op de lange termijn de *humus* juist te beschermen tegen decompositie, waardoor op kalkrijke gronden het organische stofgehalte in de bodem meestal hoger is (Morris 2007, Sollins 1996).

Tegengaan van global warming

Bij toename van de gemiddelde temperatuur neemt de afbraak van organische stof sneller toe dan de productie. Dit verschijnsel is herkenbaar in het feit dat bij vergelijkbare bodemvochtigheid de humuslaag in koude gebieden in het algemeen dikker is dan in warme gebieden (Landsberg & Gower 1997).

Zelfreinigend vermogen

Omdat een gezonde bosbodem met een dikke laag oude humus werkt als een biologisch filter neemt het zelfreinigend vermogen van een bosbodem toe met de hoeveelheid organische stof per vierkante meter (Kozak 1996).

Bij hoge pH worden veel potentieel toxische metalen zoals aluminium vastgelegd. Omgekeerd komen bij verlagen van de pH veel metalen vrij (Laskowski et al 2006).

Klimaatfunctie

Hout en humeuze bosgrond kunnen als opslag van koolstof fungeren. Hoe dikker de organische laag, des te meer koolstofvastlegging (Hagedorn et al. 2001, Vedrova 2006)

Aanplant van bomen

Bomen leggen veel CO₂ vast (die op den duur weer vrijkomt na verwerking van het geproduceerde hout).

4.1.2 Heide op zand

Samenvatting

De belangrijkste problemen bij herstel van droge heide op zand liggen rond verrijking met nutriënten (vooral stikstof), verzuring en successie (de Graaf 2004). Oude heide heeft veelal een dikke organische laag van sterk verteerd materiaal die veel nutriënten kan vastleggen, waardoor een voedselarme situatie ontstaat. Bij jonge heide moet deze laag nog ontwikkelen en zijn inkomende nutriënten meer beschikbaar, waardoor het systeem kan vergrassen (overigens meestal tijdelijk).

De ecosystemendiensten die het meest relevant zijn voor heide zijn de opbouw van organische stof, regulatie van pH en het tegengaan van nutriëntenrijke depositie. Maatregelen die in veel gevallen leiden tot natuurlijk herstel van vergraste heide zijn het tegengaan van nutriëntenrijke depositie, het verarmen van het systeem door bijvoorbeeld kleinschalig plaggen en het laten ontwikkelen van een dikke laag oud, verteerd organisch materiaal. In het bijzonder met het oog op faunistische natuurwaarden kan het daarbij raadzaam zijn intensieve maatregelen met terughoudendheid toe te passen (d.w.z. liever niet) en te accepteren dat een heide niet noodzakelijkerwijs paars is, maar kan bestaan uit een geschakeerd mozaïek met gevarieerde vegetatie met grassen en, op rijkere gronden, bosbes. Opslag van bomen moet worden tegengegaan.

Belemmeringen

Belangrijke belemmeringen voor herstel van heide op zand zijn onder andere: het herstel van de zuurgraad en nutriëntenstatus in geval van verzuurde en/of vermeste situaties, de duur van natuurlijke processen en de perceptie van heide als een paarse vlakte. Een andere belemmering is dat de visies op herstelbeheer van heide uiteen lopen.

De vegetatiekundige benadering is veelal sterk eenzijdig gericht op verschralen bijvoorbeeld door middel van plaggen en of branden. In de afgelopen 30 jaar is op

duizenden hectaren grasland geplagd om heide te creëren of herstellen. Onderzoek in het kader van OBN heeft aangetoond dat, gegeven de huidige relatief goede luchtkwaliteit, heide op verzuurde, arme zandgronden zeker 15 tot 30 jaar in stand blijft na een combinatie van plaggen en lichte bekalking (de Graaf et al. 2004). Een belemmering bij plaggen lijkt te zijn dat de zaadbank tijdens grootschalig plaggen wordt verwijderd.

Binnen een faunistische benadering is plaggen bijna altijd nadelig. Plaggen vaagt in een klap de hele habitat weg waarin de fauna leeft, naar voedsel zoekt, zijn temperatuur regelt, schuilt, overwintert en zich voorplant (Stumpel 1985, 2005). Bovendien is de fauna meestal gebonden aan jaarcyclus en hebben dieren geen zaadbank. Hierdoor kan het ontbreken van geschikt habitat na grootschalig plaggen al binnen één jaar leiden tot lokaal uitsterven van diersoorten.

Tot slot is heide geen uniforme klasse (Bobbink et al. 2004). Er bestaan verschillende typen heide op zand, waaronder: droge heide of heischraal grasland op zand, droge duinheide en natte heide of heischraal grasland. Als gevolg van verzuring en vermessing ontstaat ook droge en natte, zure, soortenarme heide.

De bodem vormt een belangrijk onderdeel van het heide ecosysteem. Onder oude heide bouwt zich langzaam een dikke, ectorganische laag op van verteerd organisch materiaal. Afhankelijk van de dikte is deze laag in staat om grote hoeveelheden vocht en nutriënten vast te houden. Door de opbouw van een organische laag kan een droge heide op zandgrond op den duur kenmerken van een vochtige en zelfs natte heide gaan vertonen.

Om deze belemmeringen te verminderen kan het beheer zich richten op verschillende bodemdiensten (Tabel 10).

Tabel 10. Heide op zand: selectie van relevante ecosystemendiensten voor natuurherstel (grijs gemarkeerd).

Ecosysteemdienst	Heide op zand
Productiefunctie	
1. Nutriëntenretentie en -levering	
2. Bodemstructuur	
3. Ziekte en plaagwering	
Weerstand en flexibiliteit	
4. Weerstand tegen stress	
5. Flexibiliteit	
Milieufuncties	
6. <i>Opbouw</i> en afbraak organische stof	
7. Zelfreinigend vermogen	
8. Water <i>regulatie</i>	
9. Klimaatfuncties	
Habitat functie	
10. Bescherming diversiteit	

Hieronder richten we ons op de herstelmogelijkheden voor bodems van bestaande heide op zandgrond. Deze categorie omvat droge heide op zand, droge duinheide en vochtige heide. Het beheer van heide, in het bijzonder het bodembeheer, kan zich richten op ecosystemendiensten van de bodem om eerder genoemde belemmeringen bij herstelbeheer effectiever te kunnen aanpakken (Tabel 11 en daaropvolgende toelichting). Bij een transitie veranderd landgebruik zou flexibiliteit ook een relevante

ecosysteemdienst zijn; deze laten we gegeven de focus opp natuurherstel nu buiten beschouwing.

Tabel 11. Maatregelen die kunnen bijdragen aan de duurzaamheid van heide op zandgrond. Effecten op biologische bodemkwaliteit zijn aangegeven en de bijdrage aan de oplossing van belemmering in herstelbeheer.

Ecosysteemdienst	Maatregel	Effect op biologische bodemkwaliteit / Bijdrage aan probleemoplossing
1. Nutriëntenretentie	Heide laten verouderen	Oude humus die zich na 30-40 jaar kan vormen, bindt nutriënten en reduceert de beschikbaarheid hiervan, waardoor de bodem armer lijkt.
	Branden zonder verlies humuslaag	Na branden komen nutriënten tijdelijk vrij, waardoor meestal gedurende enige jaren meer gras groeit. Indien branden plaatsvindt bij bevroren of natte ondergrond, kan worden voorkomen dat de oude humus en de zaadbank worden aangetast.
	Grazen	Effect van begrazen op nutriëntenafvoer is gering. Hoge graasdruk schaadt vegetatie en fauna.
2. Bodemstructuur	Kleinschalig plaggen	Kleinschalig plaggen verarmt de nutriëntenpool van het systeem en kan nutriëntenrijke heide terugbrengen in een voedselarme toestand. Lokaal plaggen in een kleinschalig mozaïek en opeen gering percentage van het gebied reduceert de schade aan de fauna.
	Niet plaggen	Niet plaggen leidt tot behoud van de organische laag en handhaving van de bodemstructuur.
4. Weerstand tegen stress	Heide laten verouderen	Langzaam vormt zich een humuslaag die een buffer biedt tegen droogtestress en kortdurende pieken in de aanvoer van nutriënten.
	Schone lucht	Schone lucht vermindert de depositie en houdt heide langer schraal. Reductie van SO ₂ heeft al tot positieve effecten geleid. Reductie van NO _x en/of NH ₃ is nog onvoldoende.
	Bekalking	In geval van verzuurde en/of vermeste situaties is aangetoond dat plaggen in combinatie met bekalken leidt tot hestel van de vegetatie. Bekalking met grover materiaal leidt to langdurige buffering van de pH. Plaggen schaadt veelal de fauna.
6. Opbouw organische stof	Heide laten verouderen	De vorming van een laag humeus organisch materiaal duurt decennia.
7. Zelfreinigend vermogen	Heide laten verouderen	Hoe dikker de humuslaag hoe groter het zelfreinigend vermogen van heide.
9. Klimaatfuncties	Heide laten verouderen	In oude heide met humuslaag ligt veel koolstof opgeslagen.

Nutriëntenretentie en -levering

Een oude heide met dikke ectorganische humuslaag houdt meer nutriënten vast en geeft minder uitspoeling naar de ondergrond dan een jonge heide.

Heide laten verouderen

De oude humus die zich na 30-40 jaar kan vormen houdt water en nutriënten vast. Het belang van deze organische laag blijkt uit het gegeven dat struikheide zich op

kale zandgrond kan vestigen, maar dat het, in aanwezigheid van een humuslaag, vooral in de humuslaag wortelt en niet in de grond.

Branden

Het branden van heide zorgt voor een tijdelijke hoge beschikbaarheid van nutriënten, waardoor meer gras groeit, gevolgd door een lange periode van lage beschikbaarheid. Een neveneffect is het uitloggen van nutriënten naar de ondergrond, verzuren van de bodem en/of of het verbranden van oude humus lagen (grondvuur tijdens droge periode) wat leidt tot een verlies van bodemstructuur en sterke achteruitgang van habitat voor (deels) bodembewonende fauna. Een aantal zeldzame en bedreigde paddenstoelen profiteert juist van branden (Meijer zu Schlochtern & Koop 2000).

Versralen door middel van begrazing

Voor de afvoer van nutriënten is begrazing weinig effectief op droge heide terwijl op vochtige heide hooguit zeer extensief kan worden begraasd (Oosterbaan et al. 2006). De afvoer van stikstof uit een heideterrein door een schaap bedraagt maximaal 4 kg N per schaap per jaar, als wordt uitgegaan van begrazing met potstal en het afvoeren en slachten van overtollige schapen (Elbersen et al 2003). Het verhogen van de graasdruk boven 1,5-2 schapen per ha zorgt voor veel (meestal ongewenst) effect op de vegetatie (Woike 1997, Piek 1998).

Kleinschalig plaggen

Droge verzuurde en/of vermeste heide kan worden hersteld door kleinschalig plaggen te combineren met bekalken (Dortland et al. 2005). Hierdoor keert meestal de oorspronkelijke vegetatie, waaronder zeldzame soorten, terug. Het herstel is echter in veel gevallen onvolledig omdat soorten die niet meer in de zaadbank aanwezig zijn en een geringe dispersie kennen het terrein niet kunnen bereiken.

Bodemstructuur

De bodemstructuur van een jonge heide wordt bepaald door de structuur en textuur van het zand waarop de heide groeit. In een latere fase wordt de bodemstructuur bepaald door de organische laag die zich na vele jaren op de bodem ontwikkelt.

Niet plaggen

Oorspronkelijk verschraalde de heide door kleinschalige afvoer van heideplaggen en maaisel naar hoger gelegen bouwland, de zogenaamde engen. In tegenstelling tot kleinschalig plaggen heeft grootschalig plaggen veel invloed op het heide-ecosysteem, vooral op de fauna. Hoewel is aangetoond dat de vegetatie in verzuurde en/of vermeste situaties zich langdurig kan herstellen na plaggen, leidt dit toch tot een achteruitgang van habitat voor dieren die de humuslaag en lage vegetatie gebruiken.

Niet-plaggen leidt tot behoud van de organische laag. Daarmee blijft de buffering van nutriënten intact. Ook blijft bij achterwege laten van plaggen de biologische bodemkwaliteit behouden. Het behoud van de organische laag is belangrijk, omdat deze behalve buffer voor water en nutriënten ook veel dieren gelegenheid biedt voor overwintering, eieren leggen, schuilen en temperatuurregulatie.

Andere voordelen van niet-plaggen zijn het achterwege blijven van problemen als: tijdelijke opbloei van Pijpenstrootje, vestiging van Berk op geplagde vlaktes, afvoer van de zaadbank van soorten met slechte dispersie en kortlevend zaad, minder structuur van bodem en vegetatie met negatieve effecten op de fauna (Oosterbaan et al. 2006). Ook maaien met afvoer kent weinig voordelen en veel nadelen, en werkt vooral goed in onbegraaste heide. Er worden weinig nutriënten afgevoerd en er zijn vaak negatieve effecten op vegetatie en fauna.

Weerstand tegen stress

Door het bufferend vermogen van de organische laag, is oude heide beter bestand tegen stress als gevolg van nutriëntentoevoer en droogte. Een te grote toevoer van nutriënten via regenwater kan tot te grote verrijking van de humuslaag leiden, met verruiging (o.a. vergrassing) van de heide als gevolg. Bij eenzijdige toevoer van stikstof wordt fosfaat limiterend.

Heide laten verouderen

Op den duur ontstaat een dikke humuslaag onder de heide die een voorraad van water en nutriënten kan vasthouden, die als buffer dient voor droogtestress en kortdurende pieken in de aanvoer van nutriënten.

Schone lucht

Volgens Van de Veen et al. (2004) ligt de kritische depositie voor droge heide tussen de 10 en 20 kg N/ha/jr. Een schone lucht betekent dus veel voor heide. Bij de depositie van ongeveer 30-40 kg N/ha/jr in Nederland zou om de 20 jaar geplagd moeten worden, waarbij moet worden aangetekend, dat geringe beschikbaarheid van fosfaat de effecten van ruime stikstofdepositie kan beperken.

Bekalken

In verzuurde situaties herstelt bekalken de pH. In het kader van het Overlevingsplan Bos en Natuur (OBN) zijn verschillende experimenten uitgevoerd met het plaggen en bekalken van verzuurde droge en natte heides (de Graaf et al. 2004). Dit leidde in veel gevallen tot herstel van de vegetatie, waarbij verschillende zeldzame soorten in het ecosysteem terugkwamen. Ook bleek dat vooral doelsoorten met kortlevende zaden en slechte dispersie niet terugkwamen door de afwezigheid van vitale zaden (Dortland et al. 2003, Bobbink et al. 2004, Dortland et al. 2005). Wanneer in een heidegebied met kwel deze wordt gevoed door een inzigggebied, is het soms beter om het inzigggebied te bekalken dan de heidebodem zelf, om daarmee te zorgen voor herstel van de zuurgraad van het kwelwater (Bobbink 2002).

Opbouw organische stof

In heide bouwt zich met de jaren langzaam een dikke laag stabiel organische materiaal op.

Heide laten verouderen

Het kan wel 40 jaar duren voordat zich op zandgrond een humeuze laag organisch materiaal heeft gevormd.

Zelfreinigend vermogen

Vergeleken met een oude heide met een dikke organische laag, is het zelfreinigend vermogen van jonge heide verwaarloosbaar.

Heide laten verouderen

Door traag transport van verontreinigingen in regenwater door de zich langzaam vormende humuslaag neemt het zelfreinigend vermogen van heide toe (Kozak 1996).

Klimaatfunctie

Een oude heide legt veel organisch materiaal vast, en vermindert hiermee de bijdrage van koolzuur aan het broeikaseffect.

Opslaan van koolstof

In oude heide met humuslaag ligt veel koolstof vastgelegd.

4.1.3 Halfnatuurlijk grasland op zand

Samenvatting

De belangrijkste problemen bij herstel van halfnatuurlijk grasland op zand liggen rond nutriëntendynamiek en de aanvoer van baserijk grondwater. Halfnatuurlijk grasland werd vroeger vaak gebruikt als hooiland. Dit zorgde automatisch voor afvoer van voedingsstoffen. Tegenwoordig is hiervoor vaak gericht maaibeheer nodig. De beschikbaarheid van baserijk grondwater is een andere belangrijke factor, die vooral speelt bij het herstel van blauwgraslanden. Herstel van de aanvoer van baserijk grondwater lukt alleen in combinatie met grootschalig herstel van kwel.

De ecosysteemdiensten met de grootste relevantie voor halfnatuurlijk grasland zijn de nutriëntenretentie en de levering van grondwater.

De meest kansrijke herstelmaatregelen zijn het tegengaan van verrijking, het afvoeren van vegetatie en het herstel van kwelsituaties.

Belemmeringen

Het geven van algemene adviezen om de situatie van halfnatuurlijk gras op zand te verbeteren wordt bemoeilijkt door locatiespecifieke aspecten. De belangrijkste variabelen die bepalend zijn voor verschillende typen halfnatuurlijk gras op zand zijn: vocht (droog-nat) en voedselrijkdom (rijk-arm) (Demolder et al. 2003) en basenstatus van het grondwater. Droog grasland is meestal voedselarm, nat grasland kent voedselarme en voedselrijke vormen en wordt beïnvloed door de zuurgraad en voedselrijkdom van het water.

Herstel van de vegetatie verloopt niet altijd zoals gewenst. Een van de redenen is dat de terugkeer van basenminnende pioniers vanuit de zaadvoorraad niet altijd slaagt omdat ruim eenderde van de soorten van blauwgraslanden kortlevende zaden heeft (Jansen et al 2000, Jansen et al. 2008).

Om deze belemmeringen te verminderen kan het beheer zich richten op verschillende bodemdiensten (Tabel 12).

Tabel 12. Halfnatuurlijk grasland op zand: selectie van relevante ecosystemendiensten voor natuurherstel (grijs gemarkeerd).

Ecosysteemdienst	Halfnatuurlijk grasland op zand
Productiefunctie	
1. Nutriëntenretentie en -levering	
2. Bodemstructuur	
3. Ziekte en plaagwering	
Weerstand en flexibiliteit	
4. Weerstand tegen stress	
5. Flexibiliteit	
Milieufuncties	
6. <i>Opbouw</i> en afbraak organische stof	
7. Zelfreinigend vermogen	
8. Water <i>regulatie</i>	
9. Klimaatfuncties	
Habitat functie	
10. Bescherming diversiteit	

Hieronder richten we ons op de herstelmogelijkheden voor bodems van bestaand halfnatuurlijk grasland op zandgrond. Het beheer van grasland, in het bijzonder het bodembeheer, kan zich richten op ecosystemendiensten van de bodem om genoemde belemmeringen bij herstelbeheer effectiever te kunnen aanpakken (Tabel 13 en daaropvolgende toelichting). Bij een transitie veranderd landgebruik zou flexibiliteit ook een relevante ecosystemedienst zijn; deze laten we gegeven de focus opp natuurherstel nu buiten beschouwing.

Tabel 13. Maatregelen die kunnen bijdragen aan de duurzaamheid van halfnatuurlijk grasland op zandgrond. Effecten op biologische bodemkwaliteit zijn aangegeven en de bijdrage aan de oplossing van belemmering in herstelbeheer.

Ecosysteemdienst	Maatregel	Effect op biologische bodemkwaliteit / Bijdrage aan probleemoplossing
1. Retentie en afvoer van nutriënten	Maaien met afvoeren	Afname van nutriënten. Voorkom gelijktijdige 'verschraling' van diersoorten
	Lokale begrazing met aandacht voor nutriëntenafvoer	Lokale begrazing met gebruik van een potstal leidt tot afvoer van nutriënten. Dit in tegenstelling tot continue begrazing, wat alleen maar leidt tot meer dynamiek.
	Beperken stikstof in natte en droge depositie	Afname van toevoer van nutriënten door de lucht, en dus een lager stikstofniveau in de grond
	Vernatting en/of tijdelijke inundatie	Variabel effect op organische stofafbraak mogelijk. Stikstof en fosfaat kunnen vrijkomen.
	Op peil houden van grondwaterspiegel	Een hoge grondwaterspiegel voorkomt verdroging. Dit voorkomt de afbraak van organische stof en het vrijkomen van aan humus gebonden nutriënten en zware metalen. Fosfaat is echter juist minder beschikbaar in droge grond.
2. Bodemstructuur	Beperken begrazing	Dit voorkomt plaatselijke verdichting van de bodem door hoefdruk.
	Lichte apparatuur gebruiken voor	Hoge wieldruk leidt tot verdichting van de bodem.

Ecosysteemdienst	Maatregel	Effect op biologische bodemkwaliteit / Bijdrage aan probleemoplossing
	maaïen	
	Vernatting en/of tijdelijke inundatie	Op den duur: toename organische stof gehalte.
4. Weerstand tegen stress	Verhogen organische stof gehalte	Vastlegging van nutriënten en verhoging weerstand tegen compressie. Boven een bepaalde grens kan na belasting verslemping optreden.
6. Opbouw en afbraak organische stof	Op peil houden van de grondwaterspiegel	Gaat oxidatie van organische stof tegen.
7. Zelfreinigend vermogen	Tegengaan langdurige vernatting	Voorkomt vrijkomen fosfaten en stikstof onder zuurstofloze omstandigheden.
	Verhoging organische stofgehalte van de grond	Zelfreinigend vermogen neemt toe doordat kationen gebonden raken aan humuscomplexen.
9. Klimaatfuncties	Vernatting	Variabel effect op CO ₂ vastlegging en methaanvorming mogelijk.

Nutriëntenretentie en -levering

De verschillende typen grasland op zand zijn erg gevoelig voor veranderingen in de aanvoer van nutriënten en beschikbaarheid van vocht. Een eenmalige of langdurige grotere aanvoer kan leiden tot de overgang van schraal grasland naar ruige vegetatie, een verandering die veelal samengaat met een onomkeerbaar verlies aan soorten.

Maaiën met afvoeren

Dit leidt tot verschraling. Na 25 jaar tweemaal per jaar maaiën met afvoer daalde de productie van beekdalgrasland in Loefvledder (Drenthe) van ca. 6,3 naar 2,5 ton droge stof per ha. terwijl herstel van de vegetatie achterbleef bij de verwachtingen (Bakker et al. 2002). De keuze van het maaitijdstip is bepalend voor het wegmaaiën van habitat en voedsel voor insecten en insectenlarven. Bij verkeerde keuzes worden ook de insecten 'verschraald'.

Lokale begrazing met aandacht voor nutriëntenafvoer (kudde met potstal)

Lokale begrazing zorgt voor afvoer van nutriënten vooral wanneer in combinatie met een potstal. Voor stikstof is berekend dat door begrazing met potstal per jaar ongeveer 4 kg stikstof per schaap uit een terrein wordt afgevoerd (Elbersen et al. 2003). Het seizoen, de begrazingsintensiteit (aantal grootvee-eenheden) en het soort grazers kunnen zowel een positieve als negatieve invloed hebben op de vegetatie en de nutriëntenstromen. In tegenstelling tot lokale begrazing leidt continue begrazing tot een toename van nutriëntenstromen en verandering van de ruimtelijke verdeling van nutriënten. De graasintensiteit bij continue begrazing kent een optimum. Teveel vee graast het gebied kaal en verstoort het ecosysteem.

Beperken stikstofdepositie

Het beperken van stikstofdepositie als gevolg van ammoniakuitstoot door varkensmesterijen en het bovengronds uitrijden van mest op naastgelegen percelen leidt tot

een afname van de toevoer van nutriënten door de lucht, en dus een lager stikstofniveau in de grond. Singelbeplanting helpt bij het afvangen.

Op peil houden van de grondwaterspiegel

Het op peil houden van de grondwaterspiegel voorkomt verdroging of vernatting.

Als gevolg van verdroging neemt de afbraak van organische stof toe waardoor op middellange termijn de aan humus gebonden nutriënten en zware metalen vrij komen. Fosfaat raakt juist sterker gebonden in droge grond (Lamers et al. 2005).

Vernatting (het opnieuw natmaken van verdroogde situaties) kent veel risico's. Het kan (tijdelijk) de afbraaksnelheid van organische stof in veenweide verhogen waardoor stikstof, koolstof en fosfaat vrijkomen (Lamers et al. 2005, Bodegom et al. 2005). Ook op voedselarme gronden kan een aanzienlijke fosfaatmobilisatie optreden bij vernatting (Kemmers & van Delft 2003). Kortdurende bevloeiing kan een positief effect hebben, waarbij vooral op ijzerrijke gronden de kwaliteit van het oppervlaktewater een punt van grotere zorg moet zijn dan de mogelijke gevolgen van indirecte eutrofiering door vernatting (Kemmers et al. 2003). Vernatting zonder verwijderen van de voedselrijke toplaag van de bodem veroorzaakt vaak soortenarme, ruige begroeiing.

Nederland kent een neerslagoverschot. Voldoende water is dan ook geen probleem. Maar kan voldoende grondwater, vooral basenrijk grondwater, wel een knelpunt zijn.

Bodemstructuur

Om compactie van de bodem te voorkomen moeten hoge wioldruk en zware beweiding worden vermeden.

Beperken begrazing

Begrazing leidt tot plaatselijke verdichting van de bodem door hoefdruk.

Lichte apparatuur gebruiken voor maaien

Lichte apparatuur voorkomt plaatselijke verdichting van de bodem door hoge wioldruk. Speciale aandacht is nodig voor de wioldruk van aanhangers met maaisel.

Vernatting en/of tijdelijke inundatie

Kan leiden tot meer afbraak van organische stof op de korte termijn en accumulatie van organische stof op de langere termijn.

Weerstand tegen stress

Behalve op gronden met een hoog organische stofgehalte, hebben graslanden op zand weinig buffering en zijn dus gevoelig voor stress.

Verhogen organische stof gehalte

Een hoger organische stofgehalte leidt in het algemeen tot een hogere weerstand tegen compressie. Boven een bepaalde grens kan na belasting verslemping optreden.

Opbouw en afbraak organische stof

Hoewel vernatting kan leiden tot hogere productie van de planten en lagere afbraak van het organische stofgehalte van grasland, gaan deze (positieve) effecten veelal

gepaard met een snellere afbraak van organisch materiaal (onder invloed van ijzer ionen) en het vrijkomen van stikstof en fosfaat (van Bodegom 2005). Vernatting leidt daarom veelal niet tot ecosysteemherstel (veel en bijzondere graslandsoorten) maar tot soortenarme, ruige vegetatie.

Op peil houden van de grondwaterspiegel

Omdat zowel verdroging als vernatting kan leiden tot meer afbraak van organische stof is het wenselijk om de grondwaterspiegel op peil te houden.

Na verdroging zorgt oxidatie/compostering voor afname van het organische stofgehalte. Ook na vernatting kan decompositie van organische stof optreden.

Zelfreinigend vermogen

Hoe groter de voorraad organische stof in de bodem onder grasland, hoe groter het zelfreinigend vermogen van de grond.

Tegengaan langdurige vernatting

Langdurige vernatting (meerdere weken) leidt tot het vrijkomen van fosfaten en een toename decompositie organische stof onder zuurstofloze omstandigheden (van Dijk 2004).

Verhoging organische stofgehalte van de grond

Meer organische stof leidt tot een afname van de biologische beschikbaarheid en dus de giftigheid van zware metalen en andere gifstoffen door toename van binding aan humuscomplexen. Door een grotere buffercapaciteit van organische stof rijke grond neemt het zelfreinigend vermogen toe (Kozak 1996).

Klimaatfunctie

Het vermogen van graslanden om koolstof vast te leggen ligt tussen dat van bos en akker.

Vernatting en/of tijdelijke inundatie

Kan leiden tot meer afbraak van organische stof op de korte termijn en accumulatie van organische stof op de langere termijn.

4.2 Transitie duurzame landbouw

In deze paragraaf besteden we aandacht aan de transitie naar duurzame landbouw. Maatregelen die bij deze transitie aan de orde komen illustreren we aan zes bodemcategorieën uit het handboek bodembeheer in voorbereiding, te weten: ‘akkerbouw op zand’, ‘akkerbouw op klei’, ‘veehouderij op zand’, ‘veehouderij op klei’, ‘veehouderij op löss’ en ‘veehouderij op veen’. In tegenstelling tot de natuurcategorieën, hebben de landbouw categorieën vergelijkbare problemen. Daarom worden ze hier in één keer samengevat.

Samenvatting

Intensieve landbouw is sterk afhankelijk van hulpbronnen van buiten het bedrijf (externe input), in de vorm van kunstmest, bestrijdingsmiddelen, olie en geïmporteerd veevoer. Deze zijn kostbaar, zijn milieubelastend en dragen bij aan uitstoot van broeikasgassen. De grote import van nutriënten heeft geleid tot hoge gewasproductie, maar ook tot grotere verliezen van vooral stikstof naar water (nitraat) en lucht (ammoniak, lachgas), en tot ophoping van fosfaat in de bodem. Om verdere milieubelasting te voorkomen zijn de bemesting en het gebruik van bestrijdingsmiddelen sterk beperkt door wettelijke maatregelen. Doordat er minder (kunst)mest en bestrijdingsmiddelen mogen worden gebruikt wordt de landbouw weer meer afhankelijk van natuurlijke processen in de bodem voor de nutriëntenvoorziening, ziektevering en bodemstructuur. Optimale benutting van deze ecosystemendiensten is noodzakelijk voor een duurzamere landbouw.

Belemmeringen

De transitie naar duurzamere landbouw kan worden belemmerd als gewasproductie achterblijft door de volgende oorzaken:

- Onvoldoende levering van nutriënten en/of slechte nutriëntenretentie waardoor stikstof niet wordt vastgehouden in de bodem maar uitspoelt of de lucht in gaat.
- Slechte bodemstructuur waardoor wortels onvoldoende de grond in kunnen groeien en het gewas minder toegang heeft tot water en nutriënten. Een slechte structuur kan ook leiden tot grotere schade bij droogte en wateroverlast, slechte bereikbaarheid en slechte bewerkbaarheid.
- Onvoldoende wering van ziekten en plagen omdat de verwekkers hiervan onvoldoende worden onderdrukt door een actief bodemleven. Het gewas kan ook vatbaarder zijn voor ziekten als het slecht groeit door de eerder genoemde oorzaken.

Om deze belemmeringen zoveel mogelijk weg te nemen zijn verschillende ecosystemendiensten van de bodem belangrijk (Tabel 14).

Tabel 14. Selectie van relevante ecosystemendiensten voor duurzame akkerbouw en (melk)veehouderij op verschillende grondsoorten. Relevante diensten zijn grijs gemarkeerd.

Ecosysteemdienst	Akkerbouw		(Melk)veehouderij			
	Zand	Klei	Zand	Klei	Löss	Veen:
Productiefunctie						
1. Nutriëntenretentie en -levering						
2. Bodemstructuur						
3. Ziekte en plaagwering						
Weerstand en flexibiliteit						
4. Weerstand tegen stress						
5. Flexibiliteit						
Milieufuncties						
6. <i>Opbouw</i> en afbraak organische stof						
7. Zelfreinigend vermogen						
8. <i>Waterregulatie</i>						
9. Klimaatfuncties						
Habitat functie						
10. Bescherming diversiteit						

In de akkerbouw zijn alle bodemdiensten belangrijk. De veehouderij heeft minder last van bodemgebonden ziekten en plagen. Daarom is de ziektevering daar minder belangrijk. Weerstand, veerkracht en flexibiliteit zijn belangrijk in de akkerbouw vanwege relatief zware bodembewerking en veranderingen in gebruik en vruchtwisseling. Op zandgrond is de aanspraak op deze bodemdiensten groot, onder andere als gevolg van lagere hoeveelheden organische stof en bodemleven.

In het veenweidegebied is sprake van grote verliezen aan koolstof (De Vries & Kuikman, 2007) en is de opbouw van organische stof en de daarmee samengaande C-vastlegging een belangrijke bodemdienst voor een meer duurzame melkveehouderij op veengrond.

In de volgende secties staan maatregelen beschreven waarmee de bodemdiensten kunnen worden bevorderd, voor zover deze specifiek betrekking hebben op een bepaalde bodemcategorie. Per categorie worden alleen de relevante diensten gegeven in de tabellen. Algemene principes die voor alle agrarische bodemcategorieën gelden worden beschreven in Hoofdstuk 3.

4.2.1 Akkerbouw op zand

Hieronder richten we ons op de maatregelen die de biologische bodemkwaliteit bij akkerbouw op zandgrond verbeteren en die gericht zijn op het benutten van bodemdiensten die belemmeringen in de transitie naar meer duurzaam bodemgebruik kunnen verminderen (Tabel 15 en daaropvolgende toelichting).

Tabel 15. Maatregelen en hun effecten op biologische bodemkwaliteit die kunnen bijdragen aan de transitie naar duurzame akkerbouw op zandgrond.

Ecosysteemdienst	Maatregel (cluster)	Effect op biologische bodemkwaliteit
1. Nutriëntenretentie en -levering	Mesttype / organische mest	Met organische mest meer nutriëntenlevering (N mineralisatie), meer bacteriën, meer regenwormen
	Bemestingsniveau	Met minder mest meer schimmels (w.o. mycorrhiza), meer schimmelende mijten, betere nutriëntenretentie
	Mest bovengronds ondergronds	Onderwerken van mest geeft minder vervluchtiging van ammoniak (N verlies)
	Vruchtwisseling (incl. gras, vlinderbloemigen en vanggewassen)	Betere nutriëntenretentie, behoud van organische stof en bodemleven
2. Bodemstructuur	Gereduceerde/geen kerende grondbewerking	Meer en stabielere microaggregaten; constant porievolume in de tijd; minder verslemping; betere berijdbaarheid; meer bioporiën op 40 cm –mv.
	Verdichting voorkomen	Betere doorluchting, afwatering en wortelgroei
	Mesttype / org mest (vaste mest, compost, groenbemester)	Vooraf vaste mest en compost geven betere bodemstructuur (meer aggregaten), rijker bodemleven en hoger % organische stof.
3. Ziekte en plaagwering	Toevoegen organische stof/compost	Compost of gerijpte organische stof toevoegen aan de bodem enkele maanden voor het inzaaien of poten. Compostkwaliteit en geschiktheid van tevoren vaststellen en/of laten testen. Compost werkt tegen schimmelziekten. Zure mest werkt

Ecosysteemdienst	Maatregel (cluster)	Effect op biologische bodemkwaliteit
		waarschijnlijk tegen schurft. Groenbemesting biedt mogelijk kansen tegen aaltjes- en schimmelziekten, maar dit dient per situatie eerst getest te worden.
	Vruchtwisseling/ gewastype	Ruime rotatie, bij voorkeur van 3 jaar. Gras of gras/klaver mengsel opnemen in rotatie is gunstig tegen bepaalde bodempathogenen (<i>Rhizoctonia</i> in suikerbiet en kool). In sommige gevallen kan continueelt echter het beste voor ziektevering zijn (bij <i>Rhizoctonia</i> in tarwe en bloemkool).
	Grondbewerking	Voor grondbewerking zijn op basis van de beschikbare literatuur geen eenduidige aanbevelingen te geven om de ziekteverendheid te verhogen. Trips plagen kunnen bestreden worden door grondbewerking (vóór december).
4. Weerstand tegen stress	Organische mest, vruchtwisseling, geen bestrijdingsmiddelen	Weerstand wordt bevorderd door alle maatregelen die organische stof en biodiversiteit bevorderen
5. Flexibiliteit	Vruchtwisseling, organische mest	Flexibiliteit wordt bevorderd door alle maatregelen die organische stof en biodiversiteit bevorderen.
	Vruchtwisseling / gewastype / ruime rotatie	
6. Opbouw en afbraak organische stof	Gereduceerde/geen grondbewerking	Meer organische stof in bovenste 10 cm bouwvoor; meer microbiële activiteit; meer regenwormen. Over de hele bouwvoor minder afbraak en beter behoud van organische stof
	Organische mest	Meer organische stof in bouwvoor; schimmels en fungivoren nemen toe bij niet te veel en vaste mest)
	Vruchtwisseling	Gunstig voor bodemleven en behoud organische stof
	Groenbemester	
	Bekalken	Te veel kalk versnelt afbraak organische stof
7. Zelfreinigend vermogen	Organische mest, vruchtwisseling, geen bestrijdingsmiddelen	Zelfreinigend vermogen wordt bevorderd door alle maatregelen die organische stof en biodiversiteit bevorderen.
8. Waterregulatie	Verdichting voorkomen	Bevordert behoud bodemleven en bodemstructuur. Hierdoor betere waterregulatie.
	Gereduceerde/geen grondbewerking	Beter drainage; betere vochtvoorziening
	Mesttype / organische mest	Bevordert organische stof, bodemleven en bodemstructuur
	Groenbemester	
	Vruchtwisseling	
9. Klimaatfuncties	Mesttype / organische mest	Betere vastlegging van C en N, minder broeikasgassen
	Vruchtwisseling	
	Gereduceerde grondbewerking / <i>no tillage</i>	
	Groenbemester	

Bodemstructuur

Omdat zandgrond minder stabiele aggregaten geeft dan kleigrond kan er vooral onder niet-kerende grondbewerking bij regenval snel verslemping en korstvorming optreden. Een strooisellaag van gewasresten geeft bescherming aan de structuur van het bodemoppervlak tegen de kinetische energie van de neerslag.

Ziekte en plaagwering

Rotatie en mengteelt

In zeer veel publicaties wordt het positieve effect van gewasrotatie op het ziekteonderdrukkend vermogen van de bodem beschreven (Conway, 1996; Abawi & Widmer, 2000; Bailey & Lazarovits, 2003; Sullivan, 2004). Door rotatie kunnen de ziekteverwekkers geen schadelijke populaties in de bodem opbouwen. Vaak wordt aanbevolen minimaal een tweejarige maar beter nog een driejarige rotatie toe te passen (Bailey & Lazarovits, 2003; Peters et al. 2003; Sullivan, 2004). Grasland en gras/klaver mengsels in rotaties hebben een gunstige invloed op de ziekteverwering tegen *Rhizoctonia solani* in suikerbiet en bloemkool (Garbeva et al. 2006; Vosman et al. 2007) maar bijvoorbeeld niet op ziekteverwering tegen schurft (Vosman et al. 2007). De keuze van de exacte rotatie op een perceel of bedrijf betreft echter maatwerk en zal afhangen van een veelvoud aan factoren. Zo varieert de persistentie van de verschillende pathogenen. Om een gewasrotatie effectief te plannen is het essentieel te weten welke gewassen door welke ziekten worden aangetast (Sullivan, 2004).

Niet in alle gevallen leidt rotatie ook tot een toename in ziekteverwering. Het is minder effectief als de pathogenen een wijde range aan waardplanten hebben. De bodemweerstand tegen *R. solani* AG 2-2IIIB bijvoorbeeld, een belangrijke ziekteverwekker in suikerbiet, bleek onafhankelijk van rotatie (Schneider et al. 2005) en *Fusarium* kan lange tijd zonder waardplant in de bodem overleven (Sullivan, 2004). En er zijn ook gevallen bekend waarin continue teelt er juist toe leidt dat de bodemweerstand wordt versterkt (Katan, 2000). Dit geldt onder andere voor *Rhizoctonia* in tarwe (Postma et al. 2004, in van der Wal et al. 2007) en de teelt van bloemkool in aanwezigheid van de ziekteverwekker *R. solani* AG 2-1 (Postma & Schilder, 2005). Waarschijnlijk gaat het hier om een specifieke bodemweerstand (Lamers & Westerdijk, 2005) die in stand wordt gehouden door de permanente aanwezigheid van het pathogeen.

In veldproeven in Nederland leidde de teelt van menggewassen niet tot een verhoging van de ziekteverwering tegen pathogene bodemschimmels in een op de mengteelt volgend gewas (Hiddink et al. 2005a, 2005b). Er kan echter wel onderdrukking van ziekten in de mengteelt optreden, maar dit is een verdunningseffect doordat de dichtheden van geschikte waardplanten voor de ziekte minder groot zijn.

Toevoegen organische stof/compost

De toevoeging van organische stof heeft een positief effect op de algemene ziekteverwering van de bodem. Dit werkt door het stimuleren van de microbiële activiteit (Janvier et al. 2007; Ghorbani et al. 2008). Volgens Lampkin (1999, geciteerd door Ghorbani et al. 2008) verhogen organische toevoegingen ook nog

eens de weerstand van de plant door opname van antimicrobiële verbindingen. Het beste werkt echter gerijpte mest of compost. Ruwe organische stof (mest) werkt vaak kolonisatie van de bodem door pathogenen in de hand (Sullivan, 2004).

Het effect van de toevoeging van compost aan grond is daarom van alle ziekteverhogende maatregelen waarschijnlijk het best onderzocht en dus de meest onderbouwde maatregel om de bodemweerbaarheid tegen een groot aantal ziektes van gewassen te verhogen. Volgens Sullivan (2004) werkt compost zo goed omdat het leidt tot een meer divers bodemmilieu waarin veel verschillende bodemorganismen voorkomen: antagonisten die met pathogenen concurreren, parasieten en predatoren van ziekteverwekkers en bodemorganismen die antibiotica produceren. Compost dient voor deze groepen als voedselbron en als schuilplaats. Compost is ook in staat om afweergenen van planten tegen pathogenen te activeren in afwezigheid van de pathogenen zelf (Sullivan, 2004).

Sullivan (2004) geeft diverse voorbeelden van studies naar de ziekteremming door de toevoeging van compost aan grond. Zo nam *Rhizoctonia sp.* in bonen af met 40% en 80% na toevoeging van resp. 36 en 72 ton compost per hectare ('acre') en verdubbelde de oogst. Gecomposteerde boomschors onderdrukte in verschillende experimenten *Phytophthora*, *Pythium* en *Fusarium* (de Ceuster & Hoitink, 1999). Compost van houtresten heeft een hoge C/N ratio. Bij een lage C/N, zoals in compost van zuiveringsslib kan *Fusarium* door de overmaat aan stikstof agressiever worden (Sullivan, 2004). In sommige gevallen wordt niet de compost zelf gebruikt, maar een extract, de 'compost thee'.

Compost verschilt van andere organische toevoegingen doordat het al gedeeltelijk verteerd is. Doordat compostering een aeroob proces is bevat compost minder anaerobe bijproducten zoals sulfiden. Compost kan worden gemaakt van een groot aantal soorten organisch (afval)materiaal en kan aanzienlijk in eigenschappen variëren. Termorshuizen et al. (2006) testten 18 soorten compost op een zevental pathosystemen (waardplant-ziekteverwekker combinaties). In dit uitgebreide onderzoek werd in 54% van de gevallen significante onderdrukking van ziekten gevonden (en maar in 3% een stimulering). De effectiviteit van de toevoeging van compost voor een bepaalde waardplant en ziekteverwekker is dus sterk afhankelijk van het soort compost dat wordt gebruikt (waarvan het is gemaakt). Het is daarom aan te raden om compost van tevoren te laten testen op ziekteverweerdzaamheid. Hiervoor bestaan eenvoudige testen (Sullivan, 2004).

Voor gebruik als ziekteremmer moet compost van een bekende en constante kwaliteit worden geproduceerd. Dit is in principe mogelijk, maar richtlijnen ontbreken vaak of zijn niet beschikbaar voor boeren (de Ceuster & Hoitink, 1999).

Sullivan (2004) noemt drie manieren waarop compost effectiever kan worden toegepast:

- De compost gedurende vier of meer maanden laten rijpen ('curing'). Het niveau van decompositie is cruciaal. Er mogen niet teveel makkelijk beschikbare nutriënten en organische stof meer in voorkomen, waarvan ziekteverwekkers als *Pythium* en *Rhizoctonia* juist zouden profiteren, maar de compost mag ook niet volledig in humus zijn omgezet.
- De compost enige maanden van tevoren aan de grond toevoegen.
- Compost inoculeren met specifieke antagonisten als *Trichoderma* (tegen *R. solani*) en *Flavobacterium* die stoffen tegen schimmels uitscheiden

Compost heeft ook enkele nadelen. Met compost worden zware metalen in de bodem geïntroduceerd. Daarom is de toepassing hiervan aan een wettelijk maximum gebonden (van Os et al. 2005). Daarnaast is compost het meest geschikt voor 'high value crops'; anders is toepassing erg duur (Sullivan, 2004).

Onder de juiste omstandigheden kan met groenbemesting ook bescherming tegen aaltjesziekten en wortelrot worden bewerkstelligd (Abawi & Widmer, 2000). Wederom hangt de effectiviteit van deze maatregel sterk af van o.m. de ziekte, de waardplant, het soort groenbemesting, het tijdstip van onderwerken. Abawi & Widmer (2000) bevelen daarom aan om eerst te zoeken naar geschikte groenbemesters die in de rotatie passen en deze vervolgens uit te testen, bijvoorbeeld in kasexperimenten of op kleine experimentele velden.

Of opruimen dan wel laten liggen van gewasresten gunstig is voor de ziekte- en plaagwering kon uit de weinige literatuur hierover niet duidelijk worden opgemaakt. Aan de ene kant kunnen door het laten liggen en oppervlakkig onderploegen van gewasresten het organisch stofgehalte en de bodembiodiversiteit worden verhoogd. Dit is zoals eerder aangegeven vaak gunstig voor de bodemweerbaarheid. Aan de andere kant kunnen ziekteverwekkers en plaagorganismen die in de resten nog aanwezig zijn zo gemakkelijker achter blijven. In dat geval zou het verwijderen van de resten juist uitkomst bieden.

Grondbewerking

Door minimale grondbewerking wordt de bodem gezonder en neemt organische stof toe. Dit is in principe gunstig voor de algemene ziekteverendheid. De resultaten van studies hiernaar hebben echter contrasterende resultaten opgeleverd (Bailey & Lazarovits, 2003; Janvier et al. 2007). Het positieve of negatieve effect van beperkt ploegen hangt sterk af van regionale interacties tussen gewas, pathogeen en omgeving (Paulitz et al. 2002, in Janvier et al. 2007) en is niet los te zien van het rotatieschema (Janvier et al. 2007).

De interacties tussen ploegen en voorkomen van pathogenen zijn complex (Conway, 1996). Soms worden positieve resultaten gemeld, maar aan de andere kant blijven bij minimale grondbewerking gewasresten achter die pathogenen kunnen bevatten, terwijl diep ploegen zorgt dat de ziekteverwekkers in een ongunstig milieu terecht komen (Ntahimpera et al. 1997, in Janvier et al. 2007; Abawi & Widmer, 2000).

Ploegen zorgt voor een ongunstiger milieu voor pathogenen door betere drainage en hogere temperaturen (Abawi & Widmer, 2000) en wordt in veel overzichten als positief tegen ziekten aangemerkt.

Het enige voorbeeld van een bedrijfsmaatregel die gunstig is voor (bovengrondse) plaagwering heeft betrekking op trips. Bodembewerking is schadelijk voor de natuurlijke vijanden van tabakstrips in de bodem. Daarom wordt minimale grondbewerking aanbevolen in oktober wanneer larven van trips in de bodem voorkomen, maar niet meer in december en januari wanneer ze niet aanwezig zijn (Vosman et al. 2007).

Overige maatregelen

Korthals et al. (2003) rapporteren de voorlopige bevindingen van proeven om de bodemweerstand met een aantal maatregelen te verhogen. Biologische grondontsmetting - in dit geval het inwerken van raaigras in de bodem en deze vervolgens 15 weken met plastic afdekken - verlaagde de aantallen van vrij levende wortelaaltjes (*Trichodoridae*).

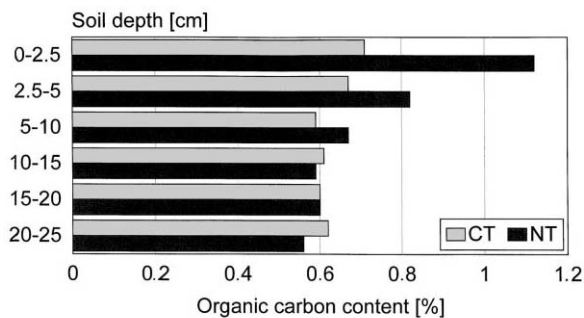
Na inundatie in de bloembollenteelt blijkt de ziektevering tegen *Pythium* en *Rhizoctonia* sterk af te nemen (van Os et al. 2005). Het duurt twee jaar totdat de bodem zich hiervan herstelt. In die tijd kan men dus beter geen vatbare gewassen op deze bodems te telen.

Aardappelschurft, een bacterieziekte, komt vooral voor in bodems met een pH boven 5,2. Hieronder wordt de ziekte onderdrukt. Zure meststoffen kunnen schurft dus tegengaan (Vosman et al. 2007). Bekalken heeft een negatief effect op de weerbaarheid tegen schurft maar verbetert mogelijk de weerstand tegen *Fusarium* en *Pythium* schimmels (Sullivan, 2004).

Er worden door commerciële bedrijven preparaten op de markt gebracht die mycorrhizaschimmels bevatten. Mycorrhiza inoculum kan in theorie bijdragen aan een grotere weerstand van planten tegen ziekten, maar bij toepassing in de praktijk blijken de resultaten niet altijd positief (Baar, 2005).

Regulatie organische stof

Op lange termijn kan de hoeveelheid organische stof in de bodem verhoogd worden onder een beheer van gereduceerd ploegen, niet-kerende grondbewerking of achterwege blijvende grondbewerking (NT) (Blevins et al. 1983; Rhoton et al. 1993; Singh et al. 1994; Tebrügge & Düring, 1999). De verschillen in de distributie van organische stof tussen conventionele bedrijfsvoering (CT) en niet-ploegen komen vooral tot uiting in de bovenste 10 cm van de bouwvoor (Figuur 10). Het gestratificeerde voorkomen van organische stof is het gevolg van bodembedekking met gewasresten waardoor organische stof bij het bodemoppervlak ophoopt. Strooisel dat aan het oppervlak ligt van niet-geploegde gronden kan worden beschouwd als een sleutelfactor voor het stimuleren van microbiële activiteit, verbetering van aggregaat stabiliteit, bescherming tegen watererosie en herbicide gedrag (Tebrügge & Düring, 1999).



Figuur 10. Effect van langdurige toepassing van verschillende vormen van grondbewerking op organische stof in een zandgrond (Grocholl, 1991, overgenomen uit Tebrügge & Düring, 1999). CT, conventionele grondbewerking met kerend ploegen; NT, geen grondbewerking anders dan tijdens zaaien of planten.

Opbouw van organische stof onder *no tillage* werkt minder goed op bodems met een laag klei- en lutumgehalte omdat er minder kleine poriën zijn waarin de organische stof wordt beschermd tegen afbraak (fysische stabilisatie) (Guggenberger et al. 1999).

Bij continueren van intensieve grondbewerking is de potentie beperkt om het organisch stofgehalte te doen toenemen met groenbemesters en gewasresten (Tabel 16) (Hanegraaf & de Visser, 2004). Compost levert dan de grootste bijdrage, en GFT-compost bijvoorbeeld zou na 10 jaar bijna 4,5 ton/ha verrijking aan organische stof kunnen bewerkstelligen. Ter vergelijking: een zandgrond met 5% organische stof bevat in de bouwvoor ongeveer 200 ton/ha. Bij de huidige praktijkhoeveelheden zou in een periode van 20 jaar compostgift een verhoging van 1-2% te realiseren zijn. Op sommige gronden zou dit resultaat mogelijk niet haalbaar zijn omdat er bij elk type zandgrond een optimaal organisch stofgehalte zou kunnen bestaan, waarbij verdere aanvoer van organische stof dan leidt tot versnelde afbraak. Management van organische stof heeft daar perspectief waar het organisch stofgehalte lager is dan de streefwaarden geldend bij het lokale bodemgebruik en grondsoort (Hanegraaf & de Visser, 2004).

Tabel 16. Netto bijdrage aan de opbouw van organische stof bij een jaarlijkse gift van 1 ton product/hectare (Hanegraaf & de Visser, 2004)

Product	Jaarlijkse aanvoer (ton/ha/jaar)	Rendement op termijn (kg organische stof/ha)		
		1 jaar	5 jaar	10 jaar
Graanstro	1.5	388	1066	1518
Gele mosterd	7	200	469	630
Graszaad	1	349	928	1306
Champost	6	547	1703	2553
GFT-compost	4	742	2724	4407
Groencompost	5	627	2083	3213
Dunne rundermest	15	547	1703	2553
Kippenstrooiselmest	2.5	401	1111	1589
Dunne vleesvarkenmest	16.5	362	974	1377

Waterregulatie

Het vochtleverend vermogen van de bodem hangt samen met de herkomst van de bulk van het water: gaat het om grondwaterprofielen met capillaire opstijging, of om hangwaterprofielen waar de vochtvoorziening afhankelijk is van neerslag. Zandgronden met grondwatertrap VI of VII behoren tot de hangwaterprofielen. Hier zijn neerslag en beregening de enige manier waarop in het groeiseizoen de aanvulling van het water in de hangzone kan plaatsvinden. De dikte van de bewortelbare zone en het organisch stofgehalte zijn bepalend voor het vochtleverend vermogen.

Klimaatfunctie

Op grond van het gestelde in §2.2.9 komen wij tot de conclusie dat effectieve koolstofvastlegging op termijn vooral is gebaat bij het stimuleren van de formatie van micro-aggregaten. De hieraan gebonden voorraad C lijkt de enige fractie die op korte termijn valt te vergroten *en* te beschermen tegen mineralisatie. Daartoe moet dus intensieve bodembewerking worden beperkt en bij voorkeur worden overgegaan op niet-kerende grondbewerking. Op de zavelige zandgronden heeft deze ingreep meer potentie dan op arme zandgronden vanwege het gehalte aan kleimineralen die kunnen bijdragen aan stabiele aggregaatstructuren.

Een risico bij *mulching*, het achterlaten van gewasresten op het land, en onderploegen van *cover crop* kan zijn dat stikstofrijk materiaal (bijv. bieten en kool) aanleiding geven tot verhoogde N₂O-emissie (Velthof et al. 2002). Vooral in aanwezigheid van regenwormen die gewasresten onderwerken kan dit leiden tot sterk verhoogde lachgasproductie (Rizhiya et al. 2007). Het is dan goed om gewasresten voor te behandelen in een vergistinginstallatie.

4.2.2 Akkerbouw op klei

Hieronder richten we ons op de maatregelen die de biologische bodemkwaliteit bij akkerbouw op kleigrond verbeteren en die gericht zijn op het benutten van bodemdiensten die belemmeringen in de transitie naar meer duurzaam bodemgebruik kunnen verminderen (Tabel 14, Tabel 17 en daaropvolgende toelichting).

Nutriëntenretentie en -levering

Uit experimenteel veldonderzoek sinds 1981 op de Rodales Institute Farming Systems Trial (<http://www.fadr.msu.ru/rodale/gp/fst.html>) op kleiige zavelgrond werd geconcludeerd dat de opbouw van N in de bodem in twintig jaar toeneemt onder bedrijfstypen 'manure' (+0,35%) en 'legume' (+0,33%) bij gelijkblijvende hoeveelheden onder 'conventional' (Hepperly et al. 2007). De frequentie van uitspoeling van nitraat nam juist af: 20% van de monsters uit lysimeters onder 'conventional' zat boven 10 ppm nitraat-N richtlijn voor drinkwater, terwijl 10% respectievelijk 16% overschrijding werd vastgesteld voor 'manure' en 'legume' bedrijfsvoering. Resultaten van de eerste 10 jaar van bijna drie decade veldonderzoek zullen binnenkort in meer detail worden gepubliceerd in het U.S. Agronomy Journal.

Tabel 17. Maatregelen en hun effecten op biologische bodemkwaliteit die kunnen bijdragen aan de transitie naar duurzame akkerbouw op kleigrond.

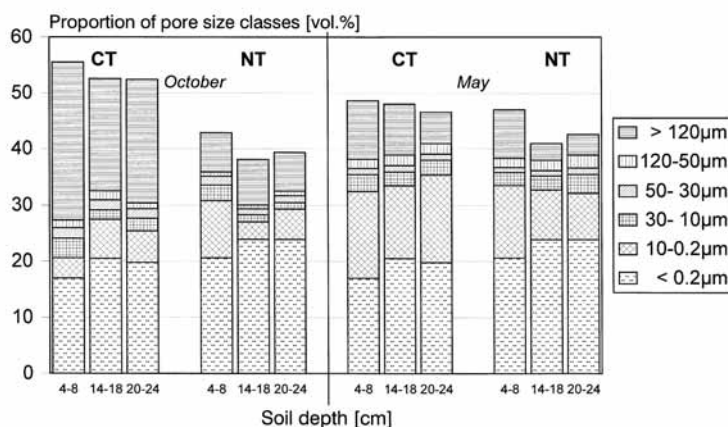
Ecosysteemdienst	Maatregel (cluster)	Effect op biologische bodemkwaliteit
1. Nutriëntenretentie en -levering	Mesttype / org. mest	Met organische mest meer nutriëntenlevering (N mineralisatie), meer bacteriën, meer regenwormen
	Bemestingsniveau	Met minder mest meer schimmels (w.o. mycorrhiza), meer schimmelende mijten, betere nutriëntenretentie
	Mest bovengronds ondergronds	Onderwerken van mest geeft minder vervluchtiging van ammoniak (N verlies)
	Vruchtwisseling (incl. gras, vlinderbloemigen en vanggewassen)	Betere nutriëntenretentie, behoud van organische stof en bodemleven
2. Bodemstructuur	Gereduceerde grondbewerking / <i>no tillage</i>	Meer en stabielere microaggregaten; constant porievolume in de tijd; minder verslemping; betere berijdbaarheid; meer bioporiën en minder compactie op 40 cm
	Verdichting voorkomen	Minder verdichting onder bouwvoor, mogelijk samenhangend met wijze van uitbrengen meststoffen
	Mesttype / org. mest (vaste mest, compost, groenbemester)	Vooraf vaste mest en compost geven betere bodemstructuur (meer aggregaten), rijker bodemleven en hoger % organische stof. Sterkere worteling en meer herbivore nematoden
3. Ziekte en plaagwering	Toevoegen organische stof/compost	Compost of gerijpte organische stof toevoegen aan de bodem enkele maanden voor het opbrengen van het gewas. Compostkwaliteit en geschiktheid van tevoren vaststellen en/of laten testen. Compost werkt tegen schimmelziekten. Zure mest werkt waarschijnlijk tegen schurft. Groenbemesting biedt mogelijk kansen tegen aaltjes- en schimmelziekten, maar dit dient per situatie eerst getest te worden
	Vruchtwisseling/gewastype	Ruime rotatie, bij voorkeur van 3 jaar. Gras of gras/klaver mengsel opnemen in rotatie is gunstig tegen bepaalde bodempathogenen (<i>Rhizoctonia</i> in suikerbiet en kool). In sommige gevallen kan continueelt echter het beste voor ziektevermindering zijn (bij <i>Rhizoctonia</i> in tarwe en bloemkool)
	Grondbewerking	Voor grondbewerking zijn op basis van de beschikbare literatuur geen eenduidige aanbevelingen te geven om de ziektevermindering te verhogen. Trips plagen kunnen bestreden worden door grondbewerking (voor december)
4. Weerstand tegen stress	Organische mest, vruchtwisseling, geen bestrijdingsmiddelen	Weerstand wordt bevorderd door alle maatregelen die organische stof en biodiversiteit bevorderen
5. Flexibiliteit	Vruchtwisseling, organische mest	Flexibiliteit wordt bevorderd door alle maatregelen die organische stof en biodiversiteit bevorderen
	Vruchtwisseling/gewastype/ ruime rotatie	
6. Opbouw en afbraak organische stof	Gereduceerde/geen kerende grondbewerking	Meer organische stof in bovenste 10 cm bouwvoor; meer microbiële activiteit; meer regenwormen. Over de hele bouwvoor minder afbraak en beter behoud van organische stof

Ecosysteemdienst	Maatregel (cluster)	Effect op biologische bodemkwaliteit
	Organische mest	Meer organische stof in bouwvoor; schimmels en fungivoren nemen toe bij niet te veel en vaste mest
	Vruchtwisseling	Gunstig voor bodemleven en behoud organische stof
	Groenbemester	
	Bekalken	Te veel kalk versnelt afbraak organische stof
7. Zelfreinigend vermogen	Organische mest, vruchtwisseling, geen bestrijdingsmiddelen	Zelfreinigend vermogen wordt bevorderd door alle maatregelen die organische stof en biodiversiteit bevorderen
8. Waterregulatie	Verdichting voorkomen	Bevordert behoud bodemleven en bodemstructuur. Hierdoor betere waterregulatie.
	Gereduceerde/geen kerende grondbewerking	Betere drainage; betere vochtvoorziening
	Mesttype / org. mest	Bevordert organische stof, bodemleven en bodemstructuur
	Groenbemester	
Vruchtwisseling		
9. Klimaatfuncties	Mesttype / org. mest	Betere vastlegging van C en N, minder broeikasgassen.
	Vruchtwisseling	
	Gereduceerde grondbewerking / <i>no tillage</i>	
	Groenbemester	

Bodemstructuur

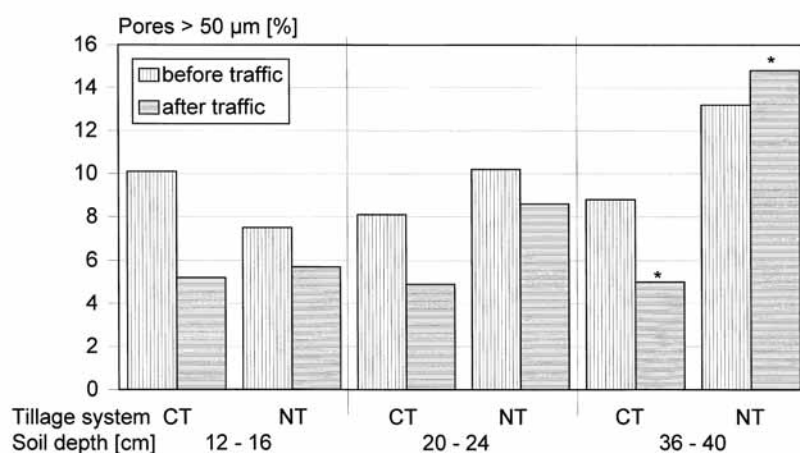
Het nalaten van ploegen en andere vormen van intensieve grondbewerking is op termijn bevorderlijk voor een goede bodemstructuur voor akkerland op klei. Ploegen creëert weliswaar een groot porievolume in de bouwvoor (bijna 50% van het totale volume van poriën met diameter >120 µm), maar deze macroporiën zijn weinig stabiel en verdwijnen tijdens het winterseizoen. Langdurig niet-bewerkte percelen (NT) op dezelfde kleigrond hebben een lager totaal porievolume dan conventioneel geploegde percelen (CT) over dezelfde periode, met relatief constante waarden voor poriën >10 µm (Figuur 11) (Tebrügge & Düring, 1999).

F. Tebrügge, R.A. Düring / Soil & Tillage Research 53 (1999) 15–28



Figuur 11. Porievolume (als % van volume grond) op verschillende diepten vóór en na de winterperiode in conventioneel geploegde (CT) en niet-bewerkte (NT) kleigrond. (uit: Tebrügge & Düring, 1999).

NT grond is minder kwetsbaar voor compactie door zware landbouwvoertuigen, doordat de druk zijdelings wordt afgevoerd terwijl in CT gronden de wioldruk verticaal diep door kan dringen (Gruber, 1993, geciteerd in Tebrügge & Düring, 1999). Een enkele passage van een zware tractor veroorzaakt al meetbare schade aan de bodemstructuur in termen van porievolume, waarbij in CT grond een grotere afname optreedt in volume op 40 cm in CT dan in NT (Figuur 12): in CT verdwijnt de helft van het volume aan grote poriën (>50 µm). Dit heeft nadelige gevolgen voor gasuitwisseling, drainage en wortelgroei. Onder NT was de afname van porievolume beperkt tot oppervlakkiger lagen, en minder omvangrijk (Tebrügge & Düring, 1999). Omdat onder CT bedrijfsvoering ongeveer drie keer zoveel over het land moet worden gereden dan onder NT is de resulterende compactie een serieus inherent probleem van het CT systeem ((Tebrügge & Wagner, 1995). In Duitsland zijn goede ervaringen opgedaan met ‘Dammkultur’ (ruggenteelt), d.w.z. ploegloos en werkend vanuit min of meer vaste rijpaden en daarbij ook goed onderwerken van onkruid en gewasresten (Bernaerts, 2008)



Figuur 12. Het porievolume (als % van volume grond) op drie diepten vóór en na passage van een zware tractor in conventioneel geploegde (CT) en niet-bewerkte (NT) lössgrond. (uit: Tebrügge & Düring, 1999). *, significant verschil (0.05 niveau).

Juist vanwege de verticale oriëntatie van gangen van pendelende regenwormen hebben NT gronden een grote weerstand tegen compactie door landbouwwerktuigen (Tebrügge & Düring, 1999).

In het buitenland worden in het biologisch vlakbedsysteem onkruid en gewasresten ondergewerkt tegelijk met het prepareren van een vlak zaadbed met behulp van een meerbalks-cultivator met vlakke messen (Bernaerts, 2008). Hierbij blijft het aantal werkgangen en de diepte van bewerking beperkt.

Ziekte en plaagwering

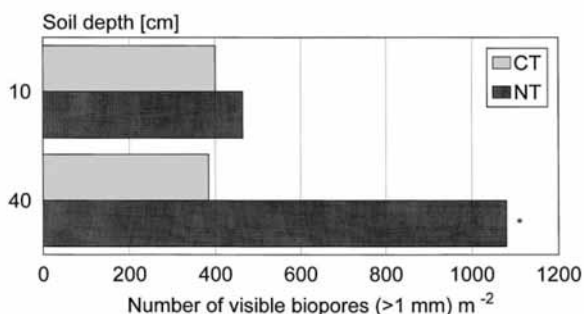
Wat betreft de aanbevelingen voor maatregelen ter bevordering van de ziekte- en plaagwering op klei is weinig verschil aan te brengen ten opzichte van zandgrond. In het algemeen is de natuurlijke weerbaarheid van kleigrond echter groter dan die van zandgronden (o.a. Ghorbani *et al.* 2008). Hierdoor zijn specifieke maatregelen waarschijnlijk minder vaak noodzakelijk.

In de geraadpleegde literatuur werd slechts enkele malen een specifiek verschil tussen het effect van maatregelen op ziektevering in zand- en kleigrond gemeld. In soja op kleigrond werd *Phytophthora (sojae)* vaker aangetroffen bij weinig grondbewerking en meer groenbemesting dan bij traditionele bewerking. In zandgronden was dit precies andersom (Workneh *et al.* 1999, in Ghorbani *et al.* 2008). In dezelfde studie werd ook een omgekeerde relatie gevonden tussen fractie klei in de bodem van ongeploegde velden en de populatiedichtheid van de nematode *Heterodera glycines*. Deze relatie was echter afwezig voor geploegde velden.

Hiddink *et al.* (2005c) stelden een positief effect vast van biologische teelt van tarwe en gerst op de ziektevering tegen de schimmel *Gaeumannomyces graminis var. tritici*. Dit effect kwam echter duidelijker naar voren op zandgrond dan op kleigrond. Van Diepingen *et al.* (2005) vonden dat het bodemcategorie, zand of klei, een veel sterker effect had op bodemeigenschappen dan een biologisch of conventioneel teeltsysteem.

Waterregulatie

Waterinfiltratie is sterk afhankelijk van de porositeit van de bodem. Regenwormen kunnen hieraan sterk bijdragen. Het bevorderen van porositeit en een goede stand aan regenwormen zal leiden tot effectieve drainage om grote hoeveelheden neerslag te verwerken. Conventionele intensieve grondbewerking (CT) is hierbij niet bevorderlijk, niet alleen vanwege de notoir schadelijke effecten op regenwormen, maar ook omdat de aldus gecreëerde macroporiën weinig stabiel zijn en afhankelijk van de neerslag snel weer verdwijnen in het winterseizoen. Gereduceerde grondbewerking en beter nog het nalaten van grondbewerking (NT) geeft op korte termijn een significante toename van regenwormen (Friebe & Henke, 1992; Postma-Blaauw *et al.* in prep.) en op langere termijn een groter aantal bioporiën (>1 mm) op enige diepte in het bodemprofiel (Beisecker, 1994) (Figuur 13). Vooral de aanwezigheid van pendelende regenwormen met verticale gangenstelsels is dan van belang voor het drainerend vermogen van de bodem; deze groep kan 10 keer talrijker zijn onder NT, wanneer gewasresten blijven liggen, dan onder CT (Friebe & Henke., 1992). De hoeveelheid poriën als percentage van het bodemoppervlak (0.89% en 1.58% op respectievelijk 10 cm en 40 cm) onder NT hebben grote betekenis voor water infiltratie (Ehlers, 1975; Zachmann *et al.* 1987; Edwards *et al.* 1988); onder CT was dit 0.22% (10 cm) en 0.23% (40 cm).



Figuur 13. Zichtbare bioporiën (>1 mm) per m² op 10 cm en 40 cm diepte van een lössgrond in afhankelijkheid van langdurig toegepaste wijzen van bodembewerking (Beisecker, 1994, overgenomen uit Tebrügge & Düring, 1999). CT, conventionele grondbewerking met kerend ploegen; NT, geen grondbewerking anders dan tijdens zaaien of planten. *, significant verschil (0.05 niveau).

Het vochtvasthoudend vermogen en de natuurlijke nalevering van water voor het gewas tijdens droge perioden is vooral een kwestie van een goed gehalte aan organische stof en microaggregaten in de bodem. Zie daar voor stimulerende maatregelen.

Uit experimenteel veldonderzoek sinds 1981 op de Rodales Institute Farming Systems Trial (<http://www.fadr.msu.ru/rodale/gp/fst.html>) op kleiige zavelgrond werd geconcludeerd dat over een 12-jarige periode de hoeveelheden percolerend water door de bodem afhankelijk was van het gevoerde bedrijfssysteem. Onder de organische systemen 'legume' en 'manure' was het leachate 15% respectievelijk 20% hoger dan onder 'conventioneel'. De waternalevering tijdens 5 droge jaren was ook groter onder de organische teeltsystemen dan onder de gangbare, en daardoor werden ook grotere opbrengsten van maïs en soja gerealiseerd (Hepperly et al. 2007).

4.2.3 (Melk)veehouderij op zand

In deze sectie richten we ons op de maatregelen die de biologische bodemkwaliteit bij melkveehouderij op zandgrond verbeteren en die gericht zijn op het benutten van bodemdiensten die belemmeringen in de transitie naar meer duurzaam bodemgebruik kunnen verminderen (Tabel 14, Tabel 18, en daaropvolgende toelichting).

Tabel 18. Maatregelen en hun effecten op biologische bodemkwaliteit die kunnen bijdragen aan de transitie naar duurzame melkveehouderij op zandgrond.

Ecosysteemdienst	Maatregel (cluster)	Effect op biologische bodemkwaliteit
1. Nutriëntenretentie en -levering	Mesttype / org. mest	Met organische mest meer nutriëntenlevering (N mineralisatie), meer bacteriën, meer regenwormen
	Bemestingsniveau	Met minder mest meer schimmels (w.o. mycorrhizas), meer schimmeletende mijten, betere nutriëntenretentie
	Mest boven- ondergronds	Mestinjectie geeft minder vervluchtiging van ammoniak (N verlies). Effecten op bodemleven zijn beperkt
	Minder frequent scheuren en minder diep ploegen ("ecoploeg")	Nutriënten blijven dicht onder bodemoppervlak, bereikbaar voor wortels; behoud van organische stof en bodemleven. Betere nutriëntenretentie
2. Bodemstructuur	Minder frequent scheuren en minder diep ploegen ("ecoploeg"); meerbalks-cultivator	Minder versmering van de bodem, doordat minder trekkracht nodig is. Wel kan er meer onkruid levensvatbaar blijven, maar wordt minder zaadbank omhoog geploegd
	Verdichting voorkomen	Goede porositeit biedt fysieke ruimte voor bodemleven, vooral schimmels en meso- en macrofauna
4. Weerstand tegen stress	Organische mest, vruchtwisseling, geen bestrijdingsmiddelen	Weerstand wordt bevorderd door alle maatregelen die organische stof en biodiversiteit bevorderen

Ecosysteemdienst	Maatregel (cluster)	Effect op biologische bodemkwaliteit
6. Opbouw en afbraak organische stof	Minder vaak scheuren en minder diep ploegen (“ecoploeg”)	Organische stof blijft dicht onder bodemoppervlak, bereikbaar voor wortels; behoud van organische stof en bodemleven
	Bekalken	Te veel kalk versnelt afbraak organische stof
	Mesttype / org. mest	Gunstig voor bodemleven en behoud of opbouw organische stof
	Vruchtwisseling / minder vaak scheuren	Scheuren en ploegen leiden tot versnelde afbraak van organische stof
	Groenbemester	Gunstig bij maïs, niet van toepassing bij gras
7. Zelfreinigend vermogen	Organische mest, vruchtwisseling, geen bestrijdingsmiddelen	Zelfreinigend vermogen wordt bevorderd door alle maatregelen die organische stof en biodiversiteit bevorderen
8. Waterregulatie	Verdichting voorkomen	Bevordert behoud bodemleven en bodemstructuur. Hierdoor betere waterregulatie
	Gereduceerde/geen grondbewerking	Betere drainage; betere vochtvoorziening
	Mesttype / org. mest	Bevordert organische stof, bodemleven en bodemstructuur
	Groenbemester	
	Vruchtwisseling / minder vaak scheuren	
9. Klimaatfuncties	Mesttype / org. mest	Betere vastlegging van C en N, minder broeikasgassen.
	Vruchtwisseling / minder vaak scheuren	
	Grondbewerking / <i>no tillage</i>	
	Groenbemester	

Bodemstructuur

Een goede bodemstructuur op zandgrond wordt door melkveehouders als het op één na grootste knelpunt gezien (het grootste is organisch stof), vooral in relatie tot de teelt van ruwvoedergewassen (Hanegraaf & de Visser, 2003). Structuurproblemen komen voort uit de kwetsbaarheid van aggregaten (lage stabiliteit) vanwege het lage gehalte aan organische stof en een relatieve overmaat aan grote poriën. Zware regenval kan aanleiding geven tot verslemping wanneer de bodem braak ligt. Ook vroeg berijden in het voorjaar en het gebruik van zwaar materieel geeft veel schade door verdichting (Bouwman & Arts, 2000). De schade ontstaat door een slechte kieming van het gewas, slechte en ondiepe beworteling, en onvoldoende waterregulatie (plasmovorming, droogteschade) als gevolg van de verdichting. Deze schade is moeilijk te herstellen, en kan alleen opgevangen door meer te bemesten. Nog afgezien van verhoogde productiekosten zijn de mogelijkheden hiertoe beperkt.

Een ploegdiepte beperkt tot 10-15 cm (“ecoploeg”) in plaats van traditioneel 25 cm kan direct worden toegepast om minder nadelige effecten van versmering van de bodem door de ploegschaar te bewerkstelligen. Ook andere grondbewerking valt te overwegen, zoals spitten en frezen. De gewasopbrengst en onkruiddruk zijn hoger (dan ploegen) bij frezen en doorzaaien (Hanegraaf & de Visser, 2003).

Waterregulatie

Het vochtleverend vermogen van de bodem hangt samen met de herkomst van de bulk van het water: gaat het om grondwaterprofielen met capillaire opstijging, of om hangwaterprofielen waar de vochtvoorziening afhankelijk is van neerslag. Zandgronden met grondwatertrap VI of VII behoren tot de hangwaterprofielen. De dikte van de bewortelbare zone en het organisch stofgehalte zijn bepalend voor het vochtleverend vermogen.

4.2.4 (Melk)veehouderij op klei

In deze sectie richten we ons op de maatregelen die de biologische bodemkwaliteit bij melkveehouderij op kleigrond verbeteren en die gericht zijn op het benutten van bodemdiensten die belemmeringen in de transitie naar meer duurzaam bodemgebruik kunnen verminderen (Tabel 14, Tabel 19).

Tabel 19. Maatregelen en hun effecten op biologische bodemkwaliteit die kunnen bijdragen aan de transitie naar duurzame melkveehouderij op kleigrond.

Ecosysteemdienst	Maatregel (cluster)	Effect op biologische bodemkwaliteit
1. Nutriëntenretentie en -levering	Mesttype / org. mest	Met organische mest meer nutriëntenlevering (N mineralisatie), meer bacteriën, meer regenwormen
	Bemestingsniveau	Met minder mest meer schimmels (w.o. mycorrhiza's), meer schimmelende mijten, betere nutriëntenretentie
	Mest bovengronds vs ondergronds	Mestinjectie geeft minder vervluchting van ammoniak (N verlies). Effecten op bodemleven zijn beperkt
	Minder frequent scheuren en minder diep ploegen ("ecoploeg")	Nutriënten blijven dicht onder bodemoppervlak, bereikbaar voor wortels; behoud van organische stof en bodemleven. Betere nutriëntenretentie
2. Bodemstructuur	Verdichting voorkomen	Goede porositeit biedt fysieke ruimte voor bodemleven, vooral schimmels en meso-en macrofauna.
6. Opbouw en afbraak organische stof	Grondbewerking / <i>no tillage</i>	Scheuren en ploegen leiden tot versnelde afbraak van organische stof
	Vruchtwisseling/ minder vaak scheuren	
	Groenbemester	Gunstig bij maïs, niet van toepassing bij gras
8. Waterregulatie	Verdichting voorkomen	Behoudt het bodemleven en bodemstructuur. Hierdoor betere waterregulatie
9. Klimaatfuncties	Mesttype / org. mest	Betere vastlegging van C en N, minder broeikasgassen
	Vruchtwisseling/minder vaak scheuren	
	Gereduceerde grondbewerking / <i>no tillage</i>	
	Groenbemester	

Voor toelichting zie algemene principes in hoofdstuk 3.

4.2.5 (Melk)veehouderij op löss

In deze sectie richten we ons op de maatregelen die de biologische bodemkwaliteit bij melkveehouderij op löss verbeteren en die gericht zijn op het benutten van bodemdiensten die belemmeringen in de transitie naar meer duurzaam bodemgebruik kunnen verminderen (Tabel 14, Tabel 20).

Tabel 20. Maatregelen en hun effecten op biologische bodemkwaliteit die kunnen bijdragen aan de transitie naar duurzame melkveehouderij op löss.

Ecosysteemdienst	Maatregel (cluster)	Effect op biologische bodemkwaliteit
1. Nutriëntenretentie en -levering	Mesttype / org. mest	Met organische mest meer nutriëntenlevering (N mineralisatie), meer bacteriën, meer regenwormen
	Bemestingsniveau	Met minder mest meer schimmels (w.o. mycorrhiza's), meer schimmelende mijten, betere nutriëntenretentie
	Mest boven- vs ondergronds	Mestinjectie geeft minder vervluchtiging van ammoniak (N verlies). Effecten op bodemleven zijn beperkt
	Minder frequent scheuren en minder diep ploegen ("ecoploeg")	Nutriënten blijven dicht onder bodemoppervlak, bereikbaar voor wortels; behoud van organische stof en bodemleven. Betere nutriëntenretentie
2. Bodemstructuur	Verdichting voorkomen	Goede porositeit biedt fysieke ruimte voor bodemleven, vooral schimmels en meso-en macrofauna
	Bewerkingserosie voorkomen	Minder verlies van organische stof, bodemleven en bodemstructuur
6. Opbouw en afbraak organische stof	Gereduceerde grondbewerking / <i>no tillage</i>	Scheuren en ploegen leiden tot versnelde afbraak van organische stof
	Vruchtwisseling/ minder vaak scheuren	
8. Waterregulatie	Verdichting voorkomen	Behoudt het bodemleven en bodemstructuur. Hierdoor betere waterregulatie
	Watererosie voorkomen	
9. Klimaatfuncties	Mesttype / org mest	Betere vastlegging van C en N, minder broeikasgassen
	Vruchtwisseling/ minder vaak scheuren	
	Gereduceerde grondbewerking / <i>no tillage</i>	
	Groenbemester	

4.2.6 (Melk)veehouderij op veen

Het grootste deel van de bijna 300.000 hectaren veenbodems wordt gebruikt als grasland door melkveebedrijven. Het ontwaterde veen oxideert en zakt in, waardoor er steeds dieper bemalen moet worden. Er komt hierbij bovendien een aanzienlijke hoeveelheid CO₂ vrij. Twee redenen om na te denken over alternatieve vormen van landgebruik. In deze sectie richten we ons op de maatregelen die de biologische

bodemkwaliteit bij melkveehouderij op veen verbeteren en die gericht zijn op het benutten van bodemdiensten die belemmeringen in de transitie naar meer duurzaam bodemgebruik kunnen verminderen (Tabel 14, Tabel 21 en daaropvolgende toelichting).

Tabel 21. Maatregelen en hun effecten op biologische bodemkwaliteit die kunnen bijdragen aan de transitie naar duurzame melkveehouderij op veen.

Ecosysteemdienst	Maatregel (cluster)	Effect op biologische bodemkwaliteit
1. Nutriëntenretentie en -levering	Mesttype / org. mest	Met organische mest meer nutriëntenlevering (N mineralisatie), meer bacteriën, meer regenwormen
	Bemestingsniveau	Met minder mest meer schimmels (w.o. mycorrhiza's), meer schimmelende mijten, betere nutriëntenretentie
	Mest bovengronds vs ondergronds	Mestinjectie geeft minder vervluchting van ammoniak (N verlies). Effecten op bodemleven zijn beperkt
	Scheuren en ploegen vermijden	Behoud van organische stof en bodemleven. Betere nutriëntenretentie
2. Bodemstructuur	Verdichting voorkomen	Goede porositeit biedt fysieke ruimte voor bodemleven, vooral schimmels en meso- en macrofauna
6. Opbouw en afbraak organische stof	Grondbewerking vermijden / <i>no tillage</i>	Grondbewerking versnelt de afbraak van het veen. Zoveel mogelijk vermijden
	Bekalken	Te veel kalk versnelt afbraak organische stof
	Mesttype / org. mest	Gunstig voor bodemleven en behoud van organische stof
	Vruchtwisseling/ minder vaak scheuren	Scheuren en ploegen leiden tot versnelde afbraak van organische stof
8. Waterregulatie	Verdichting voorkomen	Bevordert behoud bodemleven en bodemstructuur. Hierdoor betere waterregulatie
	Gereduceerde/geen grondbewerking	Beter drainage; betere vochtvoorziening
9. Klimaatfuncties	Mesttype / org.. mest	Betere vastlegging van C en N, minder broeikasgassen
	Vruchtwisseling/ minder vaak scheuren	Grondbewerking geeft versnelde afbraak en CO ₂ uitstoot
	Gereduceerde grondbewerking / <i>no tillage</i>	Betere vastlegging van C en N, minder broeikasgassen

Er is: nog weinig kennis over het bodemleven op veengrond. De Provincie Zuid-Holland heeft met een SKB-project een inventarisatie gestart van het veenweidegebied.

Waterpeilbeheer is zeer bepalend voor het voortbestaan van het veenpakket, en ontwatering leidt tot zetting en afbraak van veen en CO₂ uitstoot (De Vries & Kuikman, 2007). Op de lange termijn is het bemalen van veenpolders ten behoeve van de landbouw daarom niet duurzaam. Nu al is regionaal beleid in ontwikkeling dat uitgaat van het principe “functie volgt peil” (en niet andersom). Binnen de functie landbouw kan gezocht worden naar relatief duurzame invullingen. Zo is recent het idee opgekomen van “omhoog boeren in het veenweidegebied”. Vanuit

landbouwkundig oogpunt is het goed mogelijk om de huidige melkproductie van een gemiddeld bedrijf te realiseren op een veel kleinere oppervlakte grasland dan nu het geval is in het veenweidegebied, zolang de overtollige mest maar kan worden afgezet op een ander gewas, bijvoorbeeld riet. Stel dat de veedichtheid verdubbeld wordt, dan kan op de helft van het areaal riet worden geteeld worden. Op het grasland kan tevens onderwater-drainage worden toegepast om zakking van het veen te minimaliseren. De rietteelt kan worden benut in toemaak (combinatie riet, mest en slib) van lokale herkomst, ter compensatie van het verlies van veen onder grasland. Het zal duidelijk zijn dat dit idee verder uitgewerkt moet worden, waarbij de participatie van verschillende stakeholders nodig is.

4.3 Transitie groene stad

Stadsparken op zand vormen de tiende en laatste bodemcategorie waarvoor we een transitie naar meer duurzaam bodemgebruik uitwerken aan de hand van ecosysteemdiensten van de bodem en de maatregelen die hiervoor kunnen worden uitgevoerd.

Stadsparken en openbaar groen staan in het beslag op de schaarse open ruimte tegenover een voortdurend hernieuwde behoefte aan bebouwing en infrastructuur. Stadsuitbreiding zonder de nodige ruimte voor groenparken en stadsinbreiding ten koste van stedelijk groen lijken economisch aantrekkelijke keuzes vanwege de schaarse ruimte en de hoge kostprijs van stedelijke grond. Het groeiende besef dat stedelijk groen veel bijdraagt aan bijvoorbeeld een leefbaar stadsmilieu en –klimaat en aan kosteneffectieve waterhuishouding en -zuivering kan leiden tot een andere economische waardering ten opzichte van onroerend goed en grondprijzen, zodat een transitie naar een groenere stad dichterbij komt.

Stadsparken leveren heel duidelijk te moneteren ecosysteemdiensten. De meest relevante in de transitie naar groene stadsvernieuwing zijn de regulatie van het stedelijk klimaat, de kwaliteit van lucht en water (zelfreinigend vermogen), en waterberging. Ondersteunend daaraan zijn bodemdiensten als nutriëntenstromen, bodemstructuur en de opbouw van organische stof, waarbij een goede biologische bodemkwaliteit evident van belang is (Tabel 22).

De bodembeheermaatregelen stoelen op dezelfde principes als welke gelden voor landbouw en natuur, maar het profijt van een goed beheer ligt voor deze RBB-bodemcategorie minder bij de beheerder en veel meer bij het publiek belang. Tabel 23 geeft een overzicht van maatregelen waarmee de biologische bodemkwaliteit kan worden bevorderd zodat meer profijt kan worden getrokken van de ecosysteemdiensten van de bodem.

Regulatie organische stof

Organische stof in de bodem heeft een grotere turnover snelheid in verstoorde milieus dan in stabiele milieus (Trumbore, 1997). Dit suggereert dat in stadsbodems vaak sprake zal zijn van snelle omzettingen en hogere afbraak. Versnelde afbraak en C-emissies van organische stof door opwarming van de bodem zijn ook inderdaad beschreven voor bosbodems in het stedelijk milieu (Melillo et al. 2002).

Tabel 22. Stadsparken op zand: selectie van relevante ecosysteemdiensten in een transitie naar een groene stad. Relevante diensten zijn grijs gemarkeerd.

Ecosysteemdienst	Stadsparken op zand
Productiefunctie	
1. Nutriëntenretentie en -levering	
2. Bodemstructuur	
3. Ziekte en plaagwering	
Weerstand en flexibiliteit	
4. Weerstand tegen stress	
5. Flexibiliteit	
Milieufunctionaliteiten	
6. Opbouw en afbraak organische stof	
7. Zelfreinigend vermogen	
8. Waterregulatie	
9. Klimaatfuncties	
Habitat functie	
10. Bescherming diversiteit	

Tabel 23. Maatregelen en hun effecten op biologische bodemkwaliteit die kunnen bijdragen aan duurzamer bodembeheer in stadsparken.

Ecosysteemdienst	Maatregel (cluster)	Effect op biologische bodemkwaliteit
1. Nutriëntenretentie en -levering	Mesttype / org. mest	Met organische mest meer nutriëntenlevering (N mineralisatie), meer bacteriën, meer regenwormen
	Bemestingsniveau	Met minder mest meer schimmels (w.o. mycorrhiza's), meer schimmelende mijten, betere nutriëntenretentie
	Grasmat scheuren vermijden	Indien nodig alleen als nieuw gras voldoende kan groeien. Na scheuren 1 ^e jaar niet bemesten
	Mesttype / org. mest	Met organische mest meer nutriëntenlevering (N mineralisatie), meer bacteriën, meer regenwormen
2. Bodemstructuur	Kerende grondbewerking vermijden	Stimuleert bodenvorming, rijker bodemleven
	Verdichting voorkomen	
	Mesttype / org. mest	Meer aggregaten; meer bacteriën, meer regenwormen
3. Ziekte en plaagwering	Bestrijdingsmiddelen gebruik reduceren	Rijker bodemleven, betere ziektevering
4. Weerstand tegen stress	Organische mest, minimale grondbewerking en geen bestrijdingsmiddelen	Weerstand wordt bevorderd door alle maatregelen die organische stof en biodiversiteit bevorderen
6. Opbouw en afbraak organische stof	Grasmat scheuren vermijden	Indien nodig alleen als nieuw gras voldoende kan groeien. Na scheuren 1 ^e jaar niet bemesten. Meer organische stof, rijker bodemleven, i.h.b. meer regenwormen
7. Zelfreinigend vermogen	Organische mest, minimale grondbewerking en geen bestrijdingsmiddelen	Zelfreinigend vermogen wordt bevorderd door alle maatregelen die organische stof en biodiversiteit bevorderen
	Aanleg wadi's; afkoppeling riolering	Minder belasting oppervlaktewater (KRW doelstelling), benutting zelfreinigend vermogen van bodem, minder verdroging, aanvulling grondwater

Ecosysteemdienst	Maatregel (cluster)	Effect op biologische bodemkwaliteit
8. Waterregulatie	Verdichting voorkomen	Rijker bodemleven, meer schimmels en regenwormen, meer organische stof
	Minder grondbewerking. Grasmatten minder vaak scheuren	
	Niet verharderen	
	Aanleg wadi's; afkoppeling riolering	Minder verdroging van de bodem, aanvulling grondwatervoorraad
9. Klimaat	Bomen aanplanten	Meer organische stof opbouw, rijker bodemleven. Meer luchtzuivering
	Minder maaien en snoeien	Minder C emissie

Zelfreinigend vermogen

De bodem is drager voor het openbaar groen in de stad. Stadsparken en vrijstaande bomen kunnen een regulerende functie uitoefenen op de luchtkwaliteit (luchtreiniging fijn stof) en lawaai (geluidwering). Beplanting kan in sommige gevallen ook worden gebruikt voor fyto-remediatie van contaminanten in de bodem. Bovengrondse delen kunnen worden gesnoeid of gemaaid en opgenomen stoffen kunnen zo van de locatie worden afgevoerd. De plantenresten zijn niet te gebruiken als groenbemester.

De maatregel om het zelfreinigend vermogen te benutten en te bevorderen is de aanplant van bomen. Maar hier komt veel bij kijken. Welke boomsoort, welke cultivar? Welk beplantingspatroon? Er zijn met een aanplant meerdere slagen ineens te maken, zowel met betrekking tot luchtzuivering, lawaai als ook een energiezuinige (wind)klimaatgerichte inrichting van terreinen. Het voert te ver dit uit te werken in het kader van deze studie.

Waterregulatie

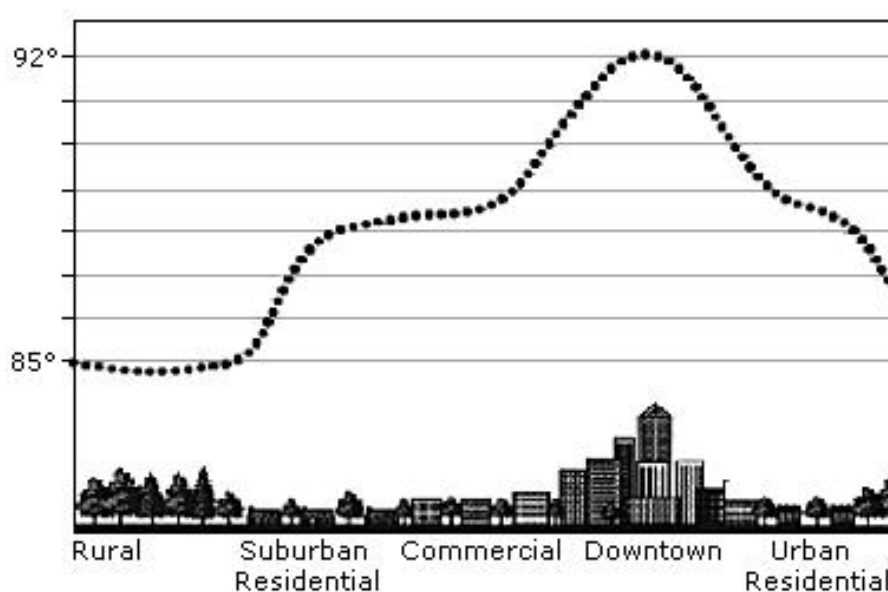
Een goede kans voor duurzaam bodemgebruik ligt in de mogelijkheid om waterafvoer via de bodem te bevorderen en de afvoer van hemelwater af te koppelen van de riolering. Het behoud van open ruimten in de stad voor dit doel, en de aanleg van wadi's en andere voorzieningen die excessieve hoeveelheden neerslag tijdelijk kunnen opvangen, herstelt de lokale hydrologie, bevordert de aanvulling van grondwater, en beschermt bodemecosystemen tegen de effecten van ontwatering, vooral in bodems met wat hogere organisch stofgehalten (Apfelbaum, 2007).

Met dit soort maatregelen wordt tevens milieuwinst geboekt doordat het oppervlaktewater niet langer wordt belast met verontreinigingen wanneer de overstorten van het rioleringsstelsel overlopen bij zware neerslag. Het zelfreinigend vermogen van de bodem kan dan worden benut ten aanzien van veel organische microverontreinigingen, en de stikstofbelasting kan verminderen via denitrificatie.

Klimaatfunctie

De bodem is drager voor het openbaar groen in de stad. Stadsparken en vrijstaande bomen reguleren het stedelijk temperatuurklimaat door het brengen van koelte. In het stedelijk gebied is de luchttemperatuur aan de grond hoger dan in het omringende landelijke gebied, vooral 's nachts (Figuur 14). De oorzaak is onder

andere een verschil in wateropslag en afkoelende verdamping door vegetatie en bodem. Dit stedelijk warmte-eiland effect wordt voor een deel verzacht door stadsparken en plantsoenen die het plaatselijk klimaat aanzienlijk kunnen verbeteren. Uit onderzoek weergegeven in het recente IPCC rapport (IPCC, 2007) blijkt dat het stedelijk warmte-eiland effect ten hoogste 0,006 graden Celsius kan hebben bijdragen aan de mondiale temperatuurstijging. In die zin is de klimaatregulerende bodemdienst hier dus weinig relevant. Wel komt er meer en meer aandacht voor het stadseffect omdat het wel van grote invloed is op lokale neerslag en luchtkwaliteit. De maatregel voor bodembeheer om het stedelijk warmte-eiland effect te verminderen is open ruime houden, niet te bebouwen en niet te verhard.



Figuur 14. Temperatuurverdeling (°F) boven stad en landelijk buitengebied als gevolg van het stedelijk warmte-eiland effect. Bron: R. Samsom, <http://www.aliwen.com/archives/stadsbomen%20en%20stadsklimaat%20R%20Samson%20071015.pdf>, dd juni 2008)

Grasmaaien en snoeien leveren een grote bijdrage aan de stedelijke C-emissie (Jo & McPherson, 1995). Klimaatneutrale verwerking van organisch afval kan C-emissie tegengaan. Aanzienlijke C-vastlegging kan worden bereikt door aanplant van exotische boomsoorten (Freedman et al. 1996).

In de diepe ondergrond biedt de bodem mogelijkheden om energie op te slaan (warmte-koude opslag) of aardwarmte uit te winnen (geothermie). Vooral in de stedelijke omgeving lijkt toepassing van deze bodemdienst veelbelovend. Deze aspecten zijn in onze studie niet meegenomen omdat deze technieken nog in experimenteel stadium verkeren.

5 Synthese maatregelen en ecosystemendiensten

Vooraf in de landbouw worden meestal combinaties van maatregelen als “pakketten” toegepast, bijvoorbeeld ‘biologische akkerbouw’, ‘*no tillage*’ en ‘*conventional tillage*’. In dergelijke pakketten zitten dan op elkaar afgestemde maatregelen voor grondbewerking, bemesting en onkruidbestrijding. De keuze voor dergelijke maatregelen en de onderlinge afstemming is overigens niet *per se* gericht op ecosystemendiensten, maar eerder op efficiënt gebruik van middelen en tijd en het daaruit volgende bedrijfsresultaat. De aandacht voor het behoud van organische stof en goede bodemstructuur, en vooral de ideeën over *hoe* deze op peil te houden, variëren van technologie-georiënteerd (conventionele, intensieve landbouw) tot organisch-georiënteerd (biologisch-dynamische landbouw).

In onze studie hebben we ons niet gericht op bedrijfssystemen, maar op afzonderlijke maatregelen. Daarbij zijn hoofdlijnen aangehouden en is voorbijgegaan aan een genuanceerde uitvoering die in de praktijk mogelijk en noodzakelijk is. Een agrariër of terreinbeheerder zal de hier gepresenteerde algemene principes en richtlijnen moeten gebruiken bij de keuze van de uiteindelijke maatregelen al naar gelang de plaatselijke situatie. Dit is meer een zaak van kennis van de lokale situatie en gezond verstand dan van een kookboek; een vertaalslag naar bedrijfsniveau en perceelsniveau valt niet op voorhand te maken (Vosman et al. 2007).

Daar waar in het vorige hoofdstuk maatregelen werden gezien met betrekking tot de bodemcategorieën uit de RBB-systematiek worden in dit hoofdstuk de resultaten van de literatuurstudie weer op een algemener niveau besproken.

5.1 Algemene principes in bodembeheer voor ecosystemendiensten

Er is brede overeenstemming over de algemene principes voor het bevorderen en op peil houden van bodemvruchtbaarheid en een gezonde bodem (Swift et al. 2004; Barrios, 2007; Brussaard et al. 2007; Kibblewhite et al. 2008). Deze omvatten een voldoende toevoer van organische stof om te voorzien in de koolstof -en energiebehoefte van het bodemleven, in de nutriëntenbehoefte van het gewas en als basis voor een goede bodemstructuur. Meestal wordt een zorgvuldig geïntegreerde bemesting met organische mest en minerale (kunst)mest aanbevolen voor een goede balans tussen plantenvoeding (gewasproductie) en het op peil houden van het organisch stofgehalte. Verder is het belangrijk dat de grond zoveel mogelijk bedekt blijft met een gewas, waarbij de bodem voortdurend wordt gevoed met koolstof via het wortelstelsel. Intensieve grondbewerking en gebruik van bestrijdingsmiddelen zouden tot een minimum moeten worden beperkt.

Het United Nations Environment Programme (UNEP) noemt de volgende *best practices* voor duurzame landbouw (Gemmill, 2002):

- Bescherm de bodem met een vegetatiedek door gebruik van minimale grondbewerking en groenbemesters.
- Hergebruik van organische mest en organisch afval, met of zonder compostering.
- Geïntegreerde bemesting, zorgvuldig gebruik van zowel organische als anorganische bemesting, in plaats van uitsluitend organisch of mineraal.
- Maak gebruik van nutriëntenkringlopen door middel van gewasrotaties, vlinderbloemigen (stikstof fixatie) en combinaties van akkerbouw en veeveelt.
- Maak gebruik van minimale grondbewerking in plaats van voortdurend diep te ploegen.
- Kies gewassen en bijgewassen met een hoge nutriëntenbenutting.
- Natuurlijke ziektevermindering wordt verhoogd door biodiversiteit te bevorderen.

Daarnaast kan in gebieden met te weinig regen voor een jaarlijkse teelt van een gewas een alternerend jaar braak liggen (*summer fallow*) worden toegepast om de vochtvoorraad van de bodem op peil te brengen.

Volgens verscheidene *reviews* (zie Swift et al. 2004; Brussaard et al. 2007) is er een hiërarchie in de effectiviteit van maatregelen:

1. Teeltsysteem: keuze gewassen en rangschikking in tijd en ruimte
2. Bodembeheer: grondbewerking, organische *input*, bemesting
3. Toevoegen van sleutelsoorten.

Effecten van gewasrotatie zouden dan sterker zijn dan effecten van dierlijke mest, of toevoeging van regenwormen of mycorrhiza schimmels. De kennis van bodem-biodiversiteit en haar specifieke bijdragen aan ecosysteemdiensten is echter nog beperkt (Barrios et al. 2007).

No regrets maatregelen, altijd prijs

Tabel 24 geeft een overzicht van maatregelen die positief zullen uitwerken op de biologische kwaliteit van de bodem.

Tabel 24. Overzicht van 'no regrets' maatregelen die in de regel goed werken om ecosysteemdiensten van de bodem te bevorderen, met een indicatie van de toepasbaarheid in de praktijk en de directe kosten. ++, Maatregel stimuleert alle ecosysteemdiensten; +, stimulerende maatregel, resultaat afhankelijk van maatwerk.

Maatregel	Stimulans bodemdiensten	Toepasbaarheid	Directe kosten
Bodemstructuur			
<i>No tillage</i>	++	Technisch goed, maar nog weinig draagvlak onder Nederlandse akkerbouwers	Lager dan <i>conventional tillage</i>
Bodemverdichting voorkomen	++	Technisch goed, uitbesteding werk (loonwerkers) bemoeilijkt uitvoering	Matig
Bodem ongestoord laten verouderen	++	Relevant voor natuur en extensieve veehouderij	Geen
Gecontroleerd branden	+	Relevant voor natuur (heidebeheer), experimenteel	Laag
Invloed via			

Maatregel	Stimulans bodemdiensten	Toepasbaarheid	Directe kosten
gewas/vegetatie			
Transitie naar bos / aanplant bomen	++	Boswet beperkt keuze plantgoed	Matig
Mengteelt of tussenteelt	+	Technisch goed	Matig
Rotatie verruimen	++	Technisch goed, maar geringer aandeel <i>cash crops</i>	Opbrengst-derving mogelijk
Gras en granen in vruchtwisseling	++	Gras in rotatie opnemen wordt meer gangbaar	Laag
Minder frequent scheuren	+	Draagvlak onder veehouders nog beperkt	Laag
Grasland met klaver	++	Technisch goed	Laag
Groenbemester, compost	+	Onder voorwaarden Besluit kwaliteit en gebruik overige organische meststoffen (BOOM)	Laag
Maaien met afvoeren (verschralen)	+	Ecologische effecten sterk afhankelijk van timing	Laag tot matig
Bodemchemie			
Minder minerale mest	++	Eenvoudig in natuur, in landbouw alleen mogelijk in combinatie met klaver	Laag
Bemestingsniveau omlaag brengen	++	Technisch eenvoudig, maar weinig draagvlak	Opbrengst-derving tot 20%, inkomens-derving mogelijk gering
Meer organische mest	+	Technisch eenvoudig, praktisch afhankelijk van (aanpassing) bedrijfsvoering	Laag tot matig
Mesttijdstip aanpassen aan ecologie gewas en bodem	+	Aanpassingen niet altijd mogelijk	Laag
Fytoremediatie	+	Technisch mogelijk. Alleen voor specifieke situaties.	Variabel

5.2 Bodemdiensten t.b.v. transities in bodemgebruik

Toepassing van bovengenoemde *no regrets* maatregelen zal het niveau van ecosysteemdiensten van de bodem doen toenemen. Het bodemgebruik wordt daarmee minder afhankelijk van externe input en technologische ingrepen. Ook zal er minder afwenteling van negatieve effecten naar elders en later zijn. Bodembeheer op basis van deze maatregelen heeft daarom meer kans van slagen om transities naar duurzamer bodemgebruik te realiseren.

In hoofdstuk 4 van dit rapport werden transities besproken in bodemgebruik voor natuur, landbouw en de stedelijke omgeving. De belangrijkste ecosysteemdiensten van de bodem die deze transities kunnen bevorderen zijn deels dezelfde, deels

specifiek voor het bodemgebruik. Een vergelijking van tabellen 8, 10, 12, 14 en 22 leert dat:

- meer dan bij andere gebruiksvormen een transitie in de akkerbouw baat heeft bij *alle* bodemdiensten;
- de regulatie van nutriënten, weerstand en flexibiliteit primair van belang zijn voor landbouw en natuur, meer dan in het stedelijk milieu;
- de regulatie van organische stof met daaraan gekoppeld de klimaatregulerende functie van de bodem in alle transities van primair belang zijn.

5.3 Kwantitatieve uitwerking maatregelen

Organische stof is de sleutelfactor in bodembeheer waarbij op duurzame wijze gebruik wordt gemaakt van ecosysteemdiensten van de bodem en waarbij de biologische bodemkwaliteit moet worden gestimuleerd. We hebben gewezen op de verschillende vormen van organische stof in de bodem, en de gevoeligheid voor afbraak en verliezen die hier mee samenhangen. Het behoud van bestaande organische stof in al zijn verscheidenheid is van primair belang om vruchtbaar gebruik te kunnen maken van de ecosysteemdiensten van de bodem. In tweede instantie kunnen maatregelen gericht op herstel en opbouw van organische stof een bijdrage leveren. We hebben nadrukkelijk gezocht in de literatuur naar *reviews* over maatregelen waarmee het organisch stofgehalte in de bodem omhoog zou kunnen worden gebracht. De termijn waarop positieve resultaten kunnen worden gerealiseerd, en de omvang van het resultaat waren oogmerk van deze studie.

Vruchtwisseling met groenbemesters

Meta-analyse van 35 studies

Een meer diverse rotatie met wel- en niet-stikstofbindende groenbemesters maakt het mogelijk de gewasproductie te handhaven met minder uitspoeling als gevolg van gebruik van minerale kunstmest.

Tonitto et al. (2006) hebben een meta-analyse uitgevoerd waarin een vergelijking werd gemaakt tussen drie manieren van akkerbouw:

- Gangbaar: alleen kunstmest en geen gewas in de winter (winterbraak)
- Groenbemester: kunstmest en een groenbemester in de winter om nutriënten vast te houden (vanggewas/*catch crop*) en de bodem bedekt te houden (*cover crop*)
- Vlinderbloemige groenbemester: geen kunstmest, en in plaats daarvan een stikstofbindende groenbemester

Voor de meta-analyse werden alleen studies gebruikt met elk jaar een *cash crop*. Er zijn weinig lange-termijn experimenten. De meeste gegevens komen uit proeven van enkele jaren. Het gaat dus om resultaten die al op korte termijn kunnen worden gehaald. In totaal waren er 35 studies beschikbaar, waarvan 31 met maïs en sorghum en vier met broccoli, aardappelen en tomaten. In deze studies zaten honderden opbrengstvergelijkingen.

Met vruchtwisseling veel betere nutriëntenretentie

Door vruchtwisseling met groenbemesters was de nutriëntenretentie sterk verbeterd. Met een (niet stikstofbindende) groenbemester was de uitspoeling van nitraat gemiddeld 70% lager dan in de gangbare akkers met winterbraak. Er was geen verschil in opbrengst. Met vlinderbloemige groenbemesters zonder kunstmest was de opbrengst gemiddeld 10% lager. De opbrengst was niet lager als de vlinderbloemigen voldoende biomassa konden produceren om ongeveer 110 kg N per hectare te leveren. Dit lukte in 55% van de studies. Met vlinderbloemigen was de nitraatuitspoeling gemiddeld 40% lager dan in de gangbare akkers.

Het nitraat gehalte van de bodem na de oogst (een maat voor potentieel N verlies) was gelijk bij gangbaar beheer en met groenbemesters. Dit wijst erop dat de lagere stikstofverliezen grotendeels komen door het vermijden van braakligging (onbedekte grond) in de winter.

Forse besparing op fossiele brandstof en CO₂ uitstoot

Vruchtwisseling met vlinderbloemigen kan een besparing van 55% aan fossiele energie (en CO₂ uitstoot) opleveren. Het verbruik van fossiele energie in de gangbare akkerbouw met kunstmest werd geschat op 13 GJ/ha, en met stikstofbindende groenbemesters (inclusief chemische middelen en grondbewerking) op 6 GJ/ha. Kunstmest is duur. De kosten van nutriënten in de gangbare intensieve landbouw bedragen in totaal 24% tot meer dan 30% van de variabele productiekosten (Gareau et al. 2004)

Meer stikstoflevering door de organische stofvoorraad in de bodem

Bij gewassen die kunstmest krijgen is 40 tot 60 % van de totale N in het gewas afkomstig uit de organische stof in de bodem. Na het onderwerken van vlinderbloemige groenbemesters komt 20% van de stikstof in het volgende gewas uit de directe mineralisatie van de groenbemester, terwijl de resterende 80% komt uit de oudere organische stofvoorraad in de bodem. De opname van N uit de organische stofvoorraad is gecorreleerd met particulier organisch koolstof (POM-C, gewasresten). De opbouw van gemakkelijk en moeilijk afbreekbare organische stofvoorraden zorgt voor een groot N-reservoir waaruit voortdurend en geleidelijk stikstof beschikbaar komt voor gewasgroei.

Opbouw van de organische stikstofvoorraad

De 2-3 jarige proeven met groenbemesters zijn uitgevoerd op proefboerderijen die daarvoor tientallen jaren op de gangbare intensieve wijze zijn beheerd. De bodem verkeerde in een evenwicht dat hoort bij kunstmest en winterbraak. Daarom zijn de resultaten van de meta-analyse representatief voor gewasopbrengsten tijdens de overgang van gangbaar beheer naar vruchtwisseling met groenbemesters. Dat is een belangrijk punt omdat het organische stofgehalte, de bodembioologische activiteit en de potentiële N mineralisatie gewoonlijk lager zijn onder gangbare akkerbouw. De verwachting is dat aanwending van vlinderbloemigen met 80 tot 110 kg N/ha op termijn zal leiden tot een nieuw evenwicht met een grotere organische stofvoorraad en een betere stikstoflevering door de bodem. De tijd die nodig is om het productieniveau van kunstmest te evenaren varieert. Dat hangt af van de grondsoort, de beheersgeschiedenis en het beginniveau van de organische stofvoorraden.

Meer stikstofvastlegging door het bodemleven

Studies met gelabelde N wijzen erop dat stikstof uit vlinderbloemigen een andere route volgt in de bodem dan stikstof uit kunstmest. De gewasopbrengsten in gangbare systemen worden in stand gehouden door overschotten van anorganische N, waarvan slechts 45-55% in het gewas terecht komt. Omdat bodemorganismen afhankelijk zijn van organisch koolstof als energiebron, wordt de vastlegging van het overschot aan minerale N in microbiële biomassa fundamenteel beperkt door de aanvoer van organische stof (gewasresten of mest). Die is veel lager met kunstmest. Daardoor gaat het overschot aan minerale N gemakkelijk verloren in de gangbare akkers. Met groenbemesters stroomt een groter deel van de toegevoegde N naar de organische N voorraden. Gelabelde N die werd toegediend met stikstoffixerende groenbemesters werd voor 10-22% teruggevonden in het tarwegewas, voor 52 tot 78% in de organische stof in de bodem en slechts voor 0.6 tot 3.5% in anorganische vorm in de bodem. Een nog hogere gewasopname werd gevonden bij gerst die 32% van de stikstof haalde uit de voorgaande groenbemester (witte klaver). De hoge stikstofretentie in de organische stofvoorraden in de bodem bij vruchtwisseling met vlinderbloemigen zorgt voor een kleinere kans op stikstofuitspoeling. Op deze manier kan het stikstofverlies belangrijk worden beperkt vergeleken met de verliezen van 45-55% in de gangbare akkerbouw met kunstmest.

Organische mest, de aanhouder wint

De meeste proeven lopen maar enkele jaren. Meestal is dat te kort om veranderingen in de bodem vast te stellen. Daarom zijn lange termijn proeven onmisbaar. Er zijn (of waren) een aantal bemestingsproeven die twintig jaar of langer hebben gelopen. De Britten zijn al halverwege de 19^e eeuw begonnen, en houden het erfgoed nog steeds in stand. Een klassieker is het Broadbalk experiment (Rothamsted, UK) waar sinds 1843 continu tarwe wordt verbouwd op kleigrond. Met een forse hoeveelheid stalmest (35 ton ha⁻¹ jaar⁻¹), ongeveer tweemaal zoveel als normaal (Fließbach et al. 2007), gaat na 144 jaar het organische stofgehalte nog steeds omhoog. Er is blijkbaar nog geen bovengrens bereikt. Dit kan te maken hebben met de klei die organische stof en micro-organismen fysiek beschermt tegen afbraak en predatie.

Hieronder een aantal lange-termijn proeven met normale bemestingsniveaus.

Lovinkhoeve, Marknesse, NL (1966-1991)

Bij een vergelijking van gangbare en geïntegreerde akkerbouw (4-jarige rotatie) op de zavelgrond van de Lovinkhoeve (Noordoostpolder) bleek dat een vermindering van de kunstmestgift met 35% goed kon worden gecompenseerd met organische mest. De geïntegreerde akkers kregen tussen 1966 en 1985 gemiddeld 5650 kg organische stof ha⁻¹ jaar⁻¹, in de vorm van stalmest, gewasresten en groenbemester. De gangbare akkers kregen alleen gewasresten, gemiddeld 3200 kg ha⁻¹ jaar⁻¹. Na 21 jaar had dit geleid tot een 30% hoger organische stofgehalte, 30% meer stikstofmineralisatie door de bodemorganismen en een gewasopbrengst van 90% van die op het gangbare bedrijfssysteem. De microbiële biomassa was niet verhoogd, maar de activiteit (groei en ademhaling) wel. Ook de bacterie-etende protozoën en nematoden waren met ongeveer 30% toegenomen. Voor een volledige rotatie (1988-1991) bedroeg het berekende maximale N verlies 289 kg N ha⁻¹ bij het gangbare systeem, tegen 181 kg

N ha⁻¹ bij het geïntegreerde systeem (Bloem et al. 1994, 1997). De stikstofverliezen waren dus 40% lager bij geïntegreerd beheer (minder kunstmest, meer organische mest).

DOK proef, Therwil, Zwitserland (vanaf 1978)

In een proef met akkerbouw op lössgrond in Zwitserland ging in 21 jaar het organische stofgehalte zonder bemesting 22% naar beneden. Met alleen kunstmest was de afname geringer, namelijk 15%. Met een combinatie van kunstmest en stalmest was de afname 7%. Met gecomposteerde stalmest (zonder kunstmest) bleef het organische stofgehalte en het bodemleven op peil (Fliessbach et al. 2007). Op de organische akkers was de gewasopbrengst gemiddeld 20% lager, hoewel de input van kunstmest en energie met 34 tot 53% was gereduceerd en pesticiden met 97%. Lagere kosten zouden de lagere productie kunnen compenseren. De verminderde afhankelijkheid van externe input lijkt samen te hangen met een verhoogde bodemvruchtbaarheid en biodiversiteit. De organische akkers hadden 30% meer microbiële biomassa, 40% meer mycorrhiza-schimmels en tot 300% meer regenwormen (Mäder et al. 2002). Volgens Hansen et al. (2001) gaat organische landbouw meestal gepaard met een actiever bodemleven, een lager nutriëntenoverschot en minder uitspoeling. Dit betekent niet dat organische landbouw alleen maar voordelen heeft (Trewavas, 2001). Sommige praktijken kunnen ook in de organische landbouw tot een grote uitspoeling van nutriënten leiden, bijvoorbeeld het ploegen of scheuren van gras en vlinderbloemigen in de verkeerde tijd van het jaar zonder opvolgend vanggewas om de gemineraliseerde stikstof op te nemen (Hansen et al. 2001)

IBDF proef bij Darmstadt, Duitsland (vanaf 1980)

Na 18 jaar organische bemesting met dierlijke mest was het organische stofgehalte 25%, en de microbiële biomassa 35% hoger dan met kunstmest. Een hoger evenwichtsniveau kon al in 7 jaar worden bereikt. In hoeverre er koolstofopbouw plaatsvindt, hangt af van het beginniveau. Als het al hoog is, dan is er geen verdere toename. Met gecomposteerde mest werd een hoger evenwichtsniveau van organisch koolstof bereikt. Stalmest gaf hogere en stabielere niveaus dan dezelfde hoeveelheid stro of groenbemester. Dierlijke mest gecombineerd met stro was het meest effectief. Het eiwitgehalte van mest is een van de belangrijkste factoren voor de vorming van bodemorganische stof en humus. Minerale stikstof (kunstmest) heeft een *priming* effect: het verhoogt niet de microbiële biomassa, maar wel de microbiële activiteit en de afbraak van bodemorganische stof. Dierlijke mest lijkt twee effecten te hebben op het humusgehalte:

- Toevoeging van eiwitten, aminozuren en andere organische verbindingen in de mest als bouw materiaal voor bodemorganische stof en humusverbindingen.
- Verandering van de verhouding tussen opbouw (anabolisme) en afbraak (katabolisme), waardoor organische verbindingen beter worden vastgelegd in de bodem.

Het positieve effect van gecomposteerde mest lijkt te worden verhoogd door biodynamische preparaten, hoewel men geen idee heeft van het mechanisme daarachter (Scheller & Raupp, 2005; Raupp & Oltmanns, 2006).

Rodale, Pennsylvania, USA (vanaf 1981)

Na 21 jaar met stikstofbindende groenbemesters en met dierlijke mest was het organisch koolstofgehalte 30% toegenomen. Bij het dierlijke meststelsel zaten ook vlinderbloemigen in de rotatie. De toename in organische stof was in beide systemen even groot. Daarom lijkt het aandeel van dierlijke mest in de stijging kleiner dan het aandeel van de groenbemesters. In het gangbare systeem (met kunstmest en bestrijdingsmiddelen) was er geen toename in organische stof. De toename in organisch stikstof (15%) was kleiner dan de toename in organisch koolstof. De gemiddelde nitraatconcentratie in het grondwater was hoger in het gangbare systeem (6.7 ppm, tegen 5.7 ppm met groenbemesters en 5.0 ppm in het dierlijke mest systeem). Over een periode van 12 jaar (1991-2002) was de uitspoeling in alle drie systemen tussen 16 en 18 kg nitraat-stikstof per ha. Dat is laag. Dus ook in het gangbare systeem met zorgvuldig beheer. Met organische bemesting vond men (2.5-10x) meer mycorrhiza, voornamelijk door de aanwezigheid van groenbemester in de winter. De bodemademhaling en microbiële populaties waren na 10 jaar groenbemester tweemaal zo hoog als in de gangbare akkers. Bij normale regenval was er geen verschil in productie tussen de systemen, in droge jaren was de maïsofbrengst echter 30% hoger in de organische systemen (Hepperly et al. 2006). Proeven met gelabelde stikstof lieten zien dat de stikstofretentie het hoogst was in het systeem met dierlijke mest (incl. groenbemesters). Na een jaar zat 47% van de toegediende N nog in de bodem, tegen 38% met vlinderbloemige groenbemesters, en slechts 17% met kunstmest (Pimentel et al. 2005; Hepperly et al. 2007).

Deherain, Grignon, Frankrijk (sinds 1875)

Na 80 jaar bemesting met stalmest in een rotatie van tarwe en suikerbieten was het organisch koolstofgehalte van de grond 21% hoger dan met kunstmest. Onbemeste akkers hadden nog 13% minder organische koolstof dan akkers met kunstmest. De microbiële biomassa correleerde met het organisch koolstofgehalte (stalmest > kunstmest > onbemest). Naarmate de biomassa hoger was, was de N mineralisatie hoger, en werd meer N uit de bodemorganische stofvoorraad opgenomen door het gewas (Houot & Chaussod, 1995).

Organische mest, de aanhouder wint

Het algemene beeld uit deze proeven is dat na 20 jaar organische bemesting het organische stofgehalte 20-30% hoger is dan met kunstmest. Het hogere organische stofgehalte gaat gepaard met meer bodemleven, meer N mineralisatie en een betere benutting van stikstof uit organische stof. Er zijn aanwijzingen dat op kleigrond meer verbetering kan worden bereikt dan op zandgrond (25% versus 10%) (Korschens, 2006).

Transitie naar bos

In een studie naar de effecten van de successie van open land tot bos in Nederland onderzochten de Kovel et al (2000) de accumulatie van nutriënten in de loop van de tijd. Hieruit bleek dat met het voortschrijden van de successie de dikte van de organische laag en het organische stofgehalte van de bodem toenemen, dat de mineralisatie van stikstof toeneemt van 2 tot 18 g stikstof per m² per jaar, dat het bodemvochtgehalte toeneemt en dat de zuurgraad langzaam afneemt. De

hoeveelheid koolstof is in alle successiestadia ongeveer gelijk verdeeld over de vegetatie en de organische stof op en in de bodem en bedraagt in een laat stadium ongeveer 14 kg C per m² (vergelijk 4 kg C per m² in een 360 jaar oud Siberisch taiga ecosysteem; Vedrova et al. 2006). De toename van de hoeveelheid stikstof komt vooral voor rekening van de organische stof op en in de bodem, terwijl de vegetatie relatief weinig stikstof bevat. In een laat successiestadium bedraagt de hoeveelheid N ongeveer 250 gram per m².

Een *review* van Chapman et al. (2001) geeft inzicht in de bijdrage van bos en andere ecosystemen aan de klimaatverandering door de opname of uitstoot van broeikasgassen zoals CO₂ en N₂O. Lachgas-emissies van 1000 mg N₂O ha⁻¹ j⁻¹ zijn normaal, met lage waarden (209) in veen en hoge waarden in sommige bossen (2340). De opnamesnelheid van CO₂ is het hoogst in bos (10-200 g C m⁻² j⁻¹) en lager in grasland (45 g C m⁻² j⁻¹).

Samenvatting

In Tabel 25 staat een overzicht van maatregelen die op basis van de wetenschappelijke inzichten als kansrijk moeten worden beschouwd ter bevordering van een of meer specifieke ecosystemendiensten van de bodem. In de regel betekent dit dat wanneer de betreffende dienst relevant is voor meerdere bodemcategorieën, de maatregel in elk van deze situaties kan worden toegepast.

Tabel 25. Effectiviteit van kansrijke maatregelen gericht op ecosystemendiensten van de bodem.

Maatregel	Effect ecosysteemdienst	Termijn	Opmerking
Niet-ploegen	Toename organische stof 0-30 cm –mv. (<i>t.o.v. kerende grondbewerking</i>).	Gemiddeld 6 jaar, marge 3-8 jaar	Meeste organische stof in oppervlakkige bodemlaag NB: op korte termijn juiste afname organische stof. Modelmatige analyse van data van 65 publicaties (Six et al. 2002b)
	Koolstofvastlegging bedraagt 325±113 kg C/ha/jaar		
	16% Toename in organische stof (0-30 cm)	20 jaar	Meta-analyse op basis van 126 publicaties (Ogle et al. 2005)
Organische <i>input</i> via gewasresten, groenbemesters, mest en compost	Meer dan 20% toename in organische stof (0-30 cm)	20 jaar	Meta-analyse op basis van 126 publicaties (Ogle et al. 2005)
Organische bemesting / compost	Organische stof regulatie		Termijn hangt af van o.a. initiële gehalte organische stof. Soms al na 8 jaar nieuw evenwicht in org stof, maar het kan ook 50 jaar duren.
Lange termijn bemestingsproeven	Organische stof hoger met stalmest t.o.v. kunstmest		Scheller & Raupp, 2005
Darmstadt, Duitsland	25%	18 jaar	Bloem e.a. 1994
Lovinkhoeve, NL	27% (incl. groenbem.)	19 jaar	Fliessbach e.a. 2007
Therwil, Zwitserland	22%	21 jaar	Hepperly e.a. 2006
Rodale, Penn., USA	30% (incl. groenbem.)	21 jaar	Houot & Chaussod 1995
Deherain, Grignon, Fr.	21%	80 jaar	
Vruchtwisseling			

Maatregel	Effect ecosysteemdienst	Termijn	Opmerking
1. Groenbemester met kunstmest 2. Stikstofbindende groenbemester zonder kunstmest	Gewasproductie gelijk aan gangbaar, 70% minder uitspoeling Gewasproductie gemiddeld 10% lager, 40% minder uitspoeling. Minder dan de helft (45%) aan fossiele brandstoffen nodig als geen kunstmest wordt gebruikt.	Meeste studies 2-3 jaar. Dan al goede resultaten. Zullen met opbouw van organische stof in de loop der jaren nog verbeteren	Bij voldoende gewasproductie vlinderbloemigen (110 kg N/ha) geen lagere productie (in 55% van de studies. Meta-analyse gebaseerd op 35 studies en honderden opbrengstvergelijkingen (Tonitto et al. 2006)
Transitie naar bos	Toename organische stof in organische laag en vegetatie met 10-200 g C/m ² /j, tot totaal 14 kg C/m ² en 250 g N/m ² na 120 jaar. N ₂ O flux naaldbos geschat op 302-2340 mg N ₂ O ha/j (grasland 1106 mg N ₂ O/ha/j)	Meer dan 100 jaar	Snelheid ontwikkelingen afhankelijk van boomsoort en grondsoort.

In Tabel 26 geven we suggesties voor kwantitatieve uitwerking van de effecten van andere specifieke maatregelen. Hier gaat het om maatregelen waarvoor voldoende wetenschappelijke literatuur voorhanden is om een analyse aan te doen van de effectiviteit en resultaattermijn.

Tabel 26. Suggesties voor uitwerking van wetenschappelijke literatuur voor kwantitatief inzicht in effectiviteit en resultaattermijn van specifiek maatregelen voor beheer van bodemdiensten in relatie tot bestaande RBB bodemcategorieën.

Bodemdienst	Maatregel	Bodemcategorieën
Ziektewering	Compost applicatie	Akkerbouw op zand Akkerbouw op klei
Nutriëntenretentie en -levering	Maaibeheer vs. Grazen	Half natuurlijk grasland Heide op zand
	Type organische mest (drijfmest, stalmest, compost)	Alle bodemcategorieën
	Hoge nutriëntenretentie en productie door betere benutting van <i>Rhizobium</i> bacteriën in wortelknolletjes van vlinderbloemigen (N fixatie) en mycorrhiza (opname van P, N en water)	Akkerbouw op zand Akkerbouw op klei
Zelfreinigend vermogen	Reductie gebruik gewasbeschermingsmiddelen	Akkerbouw op zand Akkerbouw op klei
Klimaatfunctie (broeikasgas emissies)	Effecten van organische stofbeheer	Akkerbouw op zand Akkerbouw op klei

5.4 *Trade-off* tussen ecosysteemdiensten

Hoewel er brede overeenstemming bestaat over de algemene principes voor het bevorderen en op peil houden van biologische bodemkwaliteit en bodemdiensten, zal regelmatig een afweging gemaakt moeten worden tussen de voor- nadelen van specifieke maatregelen.

Organische stof en bodemstructuur vs. klimaatfunctie

Niet-kerende grondbewerking is positief vanuit het agrarisch oogpunt om het gehalte aan organische stof te verhogen en bodemstructuur te verbeteren. Vanuit het perspectief van *global change* lijkt de balans juist ongunstig uit te vallen vanwege de toename in lachgasemissies ten opzichte van conventionele grondbewerking. De hogere opname van CH₄ en de toename in koolstofvastlegging onder *no tillage* wegen niet op tegen de grotere emissies van N₂O. De totale balans van broeikasgassen wordt hierbij geraamd op 214 kg CO₂-equivalenten/ha/jaar (Six et al. 2002b). Deze raming is gebaseerd op uitputtend literatuuronderzoek anno 2002, maar de foutenmarge is erg groot en er is geen rekening gehouden met mogelijke interacties tussen broeikasgas fluxen. Bovendien zal de C-vastlegging onder NT twee tot drie decennia duren waarna een nieuw evenwicht wordt bereikt (IPCC, 1997), terwijl de lange-termijn veranderingen in N₂O-emissie onder NT onbekend zijn.

Zelfreinigend vermogen vs. bodemstructuur

Op grond van bestaande kennis is het onduidelijk of er een toenemend risico bestaat dat bestrijdingsmiddelen naar het grondwater uitspoelen naarmate er meer preferente stroombanen voor infiltrerende neerslag bestaan in de vorm van macroporiën en gangen van pendelende regenwormen (Isensee et al. 1990; Edwards et al. 1992; Sigua et al. 1993). Dit effect kan worden gereduceerd door een toename in adsorptie verschijnselen (Düring, 1996). Ook verhoogde microbiële activiteit (Böhm et al. 1991; Grocholl, 1991) gepaard gaande met versnelde degradatie van herbiciden (Levanon et al. 1994) en resistentie tegen herbiciden in microflora (Fernau, 1996) kunnen verliezen van herbiciden via uitspoeling beperken.

Nutriëntenlevering en afbraak van organische stof

Afbraak van organische stof is nodig voor de nutriëntenlevering door de bodem zelf. Dit wordt ook wel mineralisatie genoemd. Die afbraak moet echter ook weer niet te snel gaan, want dan neemt het organisch stofgehalte af en dat heeft potentiële negatieve effecten op de andere ecosysteemdiensten (Swift et al. 2004).

Mineralisatie is tot op zekere hoogte het tegengestelde proces van humificatie, de opbouw van organische stof in de vorm van complexe organische verbindingen die relatief moeilijk afbreekbaar zijn. Omdat humus goed is voor bodemstructuur en waterregulatie, kan er een zekere negatieve spanning bestaan met het nutriëntenleverend vermogen wanneer de humusfractie onvoldoende beschermd blijft (bijv. bij intensieve grondbewerking).

Organische mest is nodig, maar niet zonder risico's

Organische mest is gunstig voor organische stof, bodemleven en bodemstructuur. Omdat stikstof gewoonlijk het meest beperkende nutriënt is voor de gewasproductie,

wordt organische bemesting met mest en compost gewoonlijk gebaseerd op de geschatte hoeveelheid beschikbare N. Echter, de relatief lage N:P verhouding van de meeste organische mest en compost, evenals betrekkelijk grote hoeveelheden sporenelementen, in verhouding tot de gewasopname kunnen leiden tot ophoping in de bodem van P en sporenelementen zoals zink en koper (Edmeades et al. 2003; Rosen & Allan, 2007). Dit illustreert het belang van analyses van mest en bodem als hulpmiddel bij organische bemesting. Als er te veel P in de grond zit, dan moet de mestgift worden beperkt en kan er niet voldoende N worden gegeven. Dan is het gebruik van stikstofbindende groenbemesters en/of kunstmest noodzakelijk. Stikstoftekort is een belangrijke reden dat de gewasopbrengst van volledig organische bedrijven vaak wat lager is. Daar kunnen lagere kosten tegenover staan (Mäder et al. 2002; Gareau et al. 2004).

Een ander risico van mest en compost is mogelijke uitspoeling van nitraat naar het grondwater. Dit gebeurt voornamelijk als er meer stikstof wordt gemineraliseerd dan door het gewas kan worden opgenomen, bijv. na onderploegen van gras-klover en tijdens perioden zonder gewas. Stikstofverliezen na gras-klover kunnen worden beperkt door het volgende gewas te zaaien na minimale grondbewerking, en op een tijdstip waarop het snel kan groeien zodat de nutriënten worden opgenomen in plaats van uit te spoelen of te denitrificeren (Wilkins et al. 2008). De milieuwinst van organische mest hangt af van beheersmethoden zoals de gegeven hoeveelheid, tijdstip van toediening en manier van inwerken in de grond. Bij zorgvuldig beheer met vruchtwisseling en groenbemesters is het mogelijk met organische bemesting lagere N verliezen en dezelfde opbrengst te realiseren dan bij gangbaar beheer (Rosen & Allen, 2007). De resultaten in verschillende studies zijn echter wisselend. Dit komt deels door de grote variatie in hoeveelheden en kwaliteit van organische mesten.

5.5 Trade-off tussen maatregelen

Maatregelen kunnen elkaar versterken, maar in enkele gevallen ook tegenwerken als het gaat om het stimuleren van bodemdiensten. Hier is verbluffend weinig literatuur over. We hebben daarom de in dit rapport besproken maatregelen in een matrix gezet en voor elke combinatie van twee maatregelen tentatief aangegeven of er negatieve interactie zou zijn in de uitwerking op bodemdiensten (Tabel 27). Dit is gedaan op basis van *expert judgement*.

Tabel 27. Negatieve interacties tussen maatregelen (in rood). De tabel geeft een overzicht van situaties waarbij het bevorderen van ecosysteemdiensten met de ene maatregel niet verenigbaar is met het bevorderen van ecosysteemdiensten met de andere maatregel.

Maatregel	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34						
No tillage																																								
Verdichting voorkomen																																								
Afgraven																																								
Ophogen/afdekken																																								
Afplaggen																																								
Bodem ongestoord laten verouderen																																								
Strooisel verwijderen																																								
Branden																																								
Keuze loof of naaldbos																																								
Mengteelt																																								
Vruchtwisseling: grasland scheuren																																								
gebruik gras-klavermengsel																																								
Groenbemester																																								
Vruchtwisseling: gewastype																																								
Maaitijdstip																																								
Maaien (klepelen)																																								
Maaien + afvoeren (verschralen)																																								
Begrazen																																								
Lokaal dunnen van bosopstanden																																								
Grondontsmetting nalaten																																								

Maatregel	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34			
21																																					
Bekalken																																					
Bemesten																																					
Bemestingsniveau																																					
Toepassing organische mest																																					
Mesttijdstip																																					
Mest bovengronds uitrijden (ipv ondergronds)																																					
Beperken zuurvormende depositie																																					
Fe/Al toevoegen																																					
Fytoremediatie																																					
Inoculeren met mycorrhiza																																					
Waterpeil reguleren/veranderen																																					
Tijdelijke inundatie																																					
Gebiedseigen water vasthouden																																					
Gebiedsvreemd water inlaten																																					
Helofytenfilter																																					

6 Financiering

In het voorgaande hoofdstuk werden de te verwachten kosten en baten in termen van verbeterde effectiviteit van de ecosysteemdienst besproken. Omdat ecosysteemdiensten nog nauwelijks in financiële termen worden uitgedrukt is een discussie van economische kosten en baten nog weinig aan de orde. In het nu volgende hoofdstuk komen enkele ontwikkelingen op dit gebied aan bod, en worden aanbevelingen gedaan.

De Nederlandse regering vindt het van groot belang dat de ecosysteemdiensten en -producten een maatschappelijke of financiële waarde krijgen, en dat gebruikers in toenemende mate bereid zijn financieel bij te dragen aan de instandhouding van de (mede hun eigen) bronnen van bestaan. Daarom is in het Beleidsprogramma Biodiversiteit (Kamerstuk 26 407, nr. 28 van 14 maart 2008) betalen voor Biodiversiteit als één van de vier prioriteiten opgenomen om aan dit principe verdere uitwerking te geven. Tijdens CBD-COP9 werd gesproken over de concrete instrumenten die kunnen worden ontwikkeld om maatschappelijke investeringen te doen in behoud en duurzaam gebruik van biodiversiteit en daarmee samenhangende ecosysteemdiensten op structurele wijze te regelen.

Het benoemen van bodemdiensten heeft op de eerste plaats zin daar waar een extensief landgebruik voorop staat. Op dit moment is meer dan 50 procent van het landgebruik in Europa extensief, waartoe ook veel Natura 2000 gebied gerekend kan worden.

Bij het bepalen van de hoogte van de betalingen voor bodemdiensten wordt voorgesteld om aan te sluiten bij een aanpak waarin niet de waarde van de diensten, maar de kosten van het verkrijgen van deze diensten per landgebruiktype in beeld te brengen. Voor het in beeld brengen van deze kosten zal het niet alleen gaan om het verkrijgen van bodemdiensten, maar ecosysteemdiensten in het algemeen. Met deze systemen wordt momenteel ervaring opgedaan (Boeren voor natuur) en zijn ook voorlopige kostenberekeningen door het LEI voor Europa gemaakt voor een aantal typen extensieve bedrijfstypen.

Groene en blauwe diensten

Betalingen voor groene en blauwe milieudiensten aan agrarische ondernemers staan in Europa bekend als *agri-environment schemes*. Dergelijke betalingen zijn bedoeld voor het onderhoud van het landschap in marginale landbouwgebieden. Voor dit doel zijn enige miljarden gereserveerd onder Pilaar 2 van de Gemeenschappelijke Landbouw Politiek. Het is momenteel mogelijk om per land een deel van de directe inkomenssteun uit Pilaar 1 door te sluisen naar Pilaar 2. Momenteel zijn deze betalingen in feite een *compensatie* voor natuurlijke handicaps die het boeren beperken in de zogenaamde *less favoured areas* (LFA).

Meer dan 50 procent van het landbouwareaal in Europa is marginaal en is gedefinieerd als LFA. Door de liberalisatie van de landbouw is te verwachten

(ondanks de nu hoge landbouwprijzen) dat er nog meer marginale landbouwgronden bijkomen in Europa. Naarmate er minder inkomen uit de agrarisch activiteiten is te betalen, zullen de kosten steeds hoger worden om het agrarische open landschap te onderhouden. Jaarlijkse kosten van 200 tot 400 euro per hectare afhankelijk van grondprijzen etc. zijn bij liberalisering van de landbouw als realistisch te beschouwen. In een kleinschalig landschap met hoge grondprijzen zoals in Nederland kan dit bedrag oplopen naar 1000 euro/ha. Om een optimale realisatie van groenen en blauwe diensten te verkrijgen is het gewenst betalingen voor milieudiensten niet per hectare, maar per bedrijf te realiseren (Stortelder et al. 2001, Schrijver et al. 2006). Tijdens de nu lopende *Health Check* van de GLP zijn de betalingen voor groene en blauwe diensten in de LFA's een belangrijk onderdeel van de besprekingen. Ongeveer 70 procent van de biodiversiteit in Europa is gekoppeld aan agrarisch landgebruik. De druk op de biodiversiteit is dan ook groot door enerzijds intensivering van de landbouw en anderzijds het ontstaan van steeds meer marginale landbouwgebieden.

Multifunctionele landbouw

Een groot deel van de problemen kan ook opgelost worden door het inrichten van multifunctionele bedrijven, die ook (een deel) van het onderhoud in het Natura 2000 netwerk voor hun rekening kunnen nemen. Mogelijkheden voor dergelijke bedrijven ontstaan juist door intensivering van landbouwproductie, waardoor ook veel landbouwgrond marginaal wordt vanuit agrarisch perspectief gezien. Dat wil zeggen dat de grond niet langer voldoende inkomen verschaft aan de ondernemer. Zo heeft al veel marginale landbouwgrond een natuurbestemming gekregen. In Europa waar de meeste biodiversiteit is gebonden aan traditionele landbouwsystemen, bestaat dan ook de mogelijkheid om de EU biodiversiteitdoelen te bereiken door de introductie van laag productieve landbouwsystemen, waarvoor in principe al voldoende agrarische grond is vrijgekomen of nog zal vrijkomen, nadat in de Doharonde een akkoord is bereikt over mondiale vrije handel in landbouwproducten. Het is geen overschatting te stellen dat meer dan vijftig procent van de landbouwgrond, waaronder de *less favourite areas*, in de categorie marginaal vallen. Het is juist deze marginale landbouwgrond die perspectief heeft voor het leveren van diensten aan de Europese bevolking. Afhankelijk van de grootte van dergelijke multifunctionele bedrijven en de inkomenspositie is te verwachten dat de jaarlijkse kosten om het Europese cultuurlandschap in stand te houden in de orde liggen van 200 tot 400 €/ha, zijnde de minimumprijs voor groene en blauwe diensten bij het behoud van het cultuurlandschap. Dergelijke betalingen kunnen daarnaast ook bijdragen aan het bereiken van doelstellingen van de Nitraat- en Kaderrichtlijn Water, en bovendien bijdragen aan sociale cohesiedoelen en de economie van het platteland.

Een recent rapport van CLM handelt over vergoedingen en financiering voor boeren voor het leveren van blauwe diensten in relatie tot de KRW (van Everdingen et al. 2008). Om watergerelateerde knelpunten op te lossen worden maatregelen opgesteld die passen binnen de integrale gebiedsvisie. Bovenwettelijke maatregelen kunnen worden uitbesteed als blauwe diensten waaraan een vergoeding is gekoppeld. De diensten en vergoedingen worden vastgesteld in onderhandeling tussen de vragers (een gebiedscommissie of een uitvoeringsorganisatie) en aanbieders van de diensten

(veelal agrariërs). In de 'Nederlandse catalogus groenblauwe diensten 2007' is aangegeven welke maatregelen in aanmerking mogen komen voor een vergoeding door de overheid en hoe hoog de vergoeding daarvoor maximaal mag zijn (vastgesteld door de Europese Commissie).

Groene en blauwe diensten betreffen lang niet altijd ecosystemendiensten. In ons rapport willen we na dit uitstapje verder de focus houden bij beheer gericht op het onderhouden van ecosystemendiensten van de bodem.

Recent is onderzoek verricht waarin de maatschappelijke vraag naar enkele perspectiefvolle bodemdiensten werd verkend, zoals het voorbereiden op natuurontwikkeling door extensiveren en verschralen, bescherming van archeologische en aardkundige waarden door beperkte grondbewerking, en het tegengaan van bodemdaling door ondiepe drainage. Belonen kan plaatsvinden door het bieden van experimenteerruimte, kennis of financiële middelen. Aanbevolen wordt om de mogelijkheden van beloning van maatschappelijke bodemdiensten in de praktijk te testen (VROM et al. 2006).

Ecosystemendiensten in de praktijk?

Het concept ecosystemendiensten is nog weinig "geland" in het werk van organisaties als waterschappen en provincies. Uit een kort onderzoek (voorjaar 2008) naar achtergrondinformatie voor het beleid van de Unie van Waterschappen bleek het concept niet bekend. De STOWA, die de achtergrondinfo voor de Unie (en afzonderlijke waterschappen) levert, heeft weliswaar een reeks onderzoeksrapporten uitgebracht over "blauwe diensten", maar die handelen meer over het vermarkten van nog niet betaalde gebruiksvormen van water. Op de website van STOWA kwam het begrip 'ecosystemendiensten' nog niet voor (dd. 25-6-2008). Er is nog weinig materiaal dat binnen het MA raamwerk past voor wat betreft terminologie of inhoudelijke ecologische aanpak. Evenzo geeft de website van de Unie van Waterschappen vijf pagina's over "diensten", maar dit betreft blauwe diensten die geen betrekking hebben op ecosystemen. Ook het IPO geeft via de website er nog weinig blijk van bezig zijn met het concept ecosystemendiensten (PRISMA strategische milieu-agenda, dd. 26-6-2008).

6.1 Moneteren van diensten

Het belang (of 'waarde') van ecosystemen en ecosystemendiensten valt ruwweg te verdelen in drie typen: ecologisch, sociaal-cultureel en economisch. Voor economische waardebeoordeling (moneteren) zijn diverse methoden ontwikkeld, te onderscheiden op basis van het al dan niet aanwezig zijn van een expliciete markt, het creëren van vraag via hypothetische scenario's, of groepsgewijs debat tussen belangenpartijen (De Groot et al. 2002). Een *special issue* van het tijdschrift *Ecological Economics* (nr. 41) is gevuld met artikelen over het moneteren van ecosystemendiensten en integratie van economische en ecologische perspectieven. Recentelijk is ook de benadering van de andere kant uitgewerkt om de kosten te begroten die voortkomen uit het niet nemen van beschermende maatregelen voor ecosystemendiensten (en biodiversiteit) (Braat & ten Brink, 2008). Daar het moneteren van ecosystemendiensten

niet meer binnen deze studie valt, wordt de lezer korthedshalve naar deze overzichten doorverwezen.

6.2 Aanbevelingen voor financiering

Eerder is al geconstateerd dat het beheer van organische stof in de bodem van fundamenteel belang is voor alle bodemdiensten. Met betrekking tot financiering van beheer van organische stof in de bodem zijn de volgende aanbevelingen te geven (Hepperly et al. 2007):

- Vergoedingen voor “organische landbouw” (d.w.z. gericht op opbouw van organische stof) zouden een snellere en omvangrijkere verbreiding mogelijk maken. Vergoedingen voor boeren die de transitie willen maken kunnen omvatten:
 - Financiële steun gedurende de transitieperiode
 - Educatieprogramma’s voor organische transitie
 - *C-credits* en andere middelen
- Vergoedingen voor *cover crops*
- Vergoedingen voor alle boeren voor reductie in C emissies, en voor het bereiken van hoger organische stof in de bodem.

6.3 Kosten van maatregelen

De effectiviteit van niet-ploegen en gereduceerd ploegen voor de reductie van N, P, herbicide en erosie (grondafspoeling) naar oppervlaktewater is in een Amerikaanse studie geraamd op basis van bedrijfsgegevens, schattingen van professionals en vele publicaties over laboratorium- en veldonderzoek en modellenstudies naar het effect van teeltsystemen (Tabel 28) (Kansas State University). De typische kosten en effectiviteit van deze maatregelen worden gepresenteerd voor situaties van conventioneel ploegen (CT) in vergelijking tot niet-ploegen (NT) en gereduceerd ploegen (RT). In alle gevallen resulteren de gerapporteerde voordelen voor waterkwaliteit uit de toepassing van één enkele best management praktijk (BMP). De effecten zijn niet cumulatief wanneer meerdere BMP worden toegepast. De kosten voor de hier genoemde BMP (te verwachte verliezen in *producer profitability*) blijken nihil (althans in het Amerikaanse systeem). Zo er in de Nederlandse situatie kosten zouden zijn, dan kunnen deze worden gezien als een vergoeding voor de producent om toepassing te stimuleren.

Groenbemester onderwerken

Bij de afweging voor de manier van onderwerken spelen de aspecten arbeid en kosten uiteraard een belangrijke rol. Voor de verschillende methoden is een inschatting gemaakt van benodigde arbeid en de toegerekende kosten (Tabel 29).

Tabel 28. Kostenraming en effectiviteit van verbeterde rotatieteelt en intensiteit van grondbewerking voor de reductie van herbicide, fosfaat, stikstof en gesuspendeerde materie in runoff van bouwland. (Bron: Kansas State University, <http://www.oznet.ksu.edu/library/h20ql2/mf2572.pdf>; dd. 16 juni 2008).

Best management praktijk	Kosten/acre (\$)	Atrazine herbicide	Nutriënten			Gesuspendeerde materie
			P oplosbaar	P totaal	N	
Rotatieteelt	0	30	25	25	25	25
Gereduceerd ploegen (>30% residu bedekking na inzaaien)	0	20	0	35	15	30
Niet-ploegen	0	0	0	40	25	75

Tabel 29. Kosten van verschillende methoden van voorbewerking in geld en tijd. Bron: Waterschap Aa en Maas, CLM, DLV Plant, http://www.clm.nl/publicaties/data/clm_vangewassen.pdf, laatste access 16-6-2008).

Methode	Toegerekende kosten (€/ha*)	Taaktijd (uren/ha)
<i>Mechanisch</i>		
Cultivator 3 meter	44	1.2
Schijveneg 3 meter	40	0.9
Schijvencultivator 3 meter	41	0.9
Stoppelploeg 8-schaar	53	1.3
Klepelmaaier	42	1.0
Messenfrees	90	2.0
<i>Chemisch</i>		
Zelf spuiten 27 meter	38	0.3
Spuiten door loonwerker	63	0

* In de toegerekende kosten zijn de jaarlijkse kosten van de trekker en het werktuig, de brandstofkosten en bij de bespuiting, de kosten van het middel meegerekend.

Organische bemesting

Gareau (2004) heeft een meta-analyse uitgevoerd van 120 studies waarin kosten en baten van organische en gangbare bemesting werd vergeleken. Gangbare bemesting met kunstmest gaf een hogere winst voor de meeste granen, met uitzondering van maïs en sorghum, dan organische bemesting. Echter, zowel systemen met groenbemesters als met dierlijke mest waren veelbelovend voor het verhogen van de winstgevendheid van het bedrijf. Een systeem met groenbemesters gaf de hoogste maïsopbrengst en bruto winst per hectare met de kleinste variatie coëfficiënt, in vergelijking met andere systemen. Op mest gebaseerde systemen waarbij geen aankoop en transport van mest nodig zijn (bv gemengd bedrijf, of lokale combinaties binnen een stroomgebied) kunnen aanzienlijk winstgevender zijn dan gangbare systemen.

7 Kennishiaten

7.1 Organische stof

In vergelijking tot andere typen maatregelen van bodembeheer is sturen op het organisch stofgehalte van de bodem de meest bepalende succesfactor voor het bevorderen van ecosysteemdiensten van de bodem. Alle ecosysteemdiensten hangen samen met organische stof. Het grootste kennishiaat is daarom of de kwaliteit en kwantiteit van organische stof in de bodem op afzienbare termijn en in ecologische relevante mate kan worden bevorderd door gericht bodembeheer.

Het is niet zozeer een probleem om het organische stof gehalte omhoog te brengen ten behoeve van de bodemvruchtbaarheid (het achterlaten van gewasresten leidt op korte termijn tot gemineraliseerde nutriënten die beschikbaar zijn voor plantengroei), maar wel voor bodemstructuur en klimaat (C-fixatie), omdat de voorraden aan fysisch of biochemisch beschermde organische stof die hierbij belangrijk zijn vooral op een geologische tijdschaal worden opgebouwd. In de tweede plaats suggereren recente inzichten dat de opslagcapaciteit van bodems voor C wel eens gelimiteerd zou kunnen zijn (Paul et al. 1997; Six et al. 2002a). Indicaties voor een verzadigingsniveau zijn beschreven door Campbell et al. (1991) en Solberg et al. (1997).

Organische stof wordt in de regel als gloeiverlies gemeten. Zowel de databases van het LMB als die van het BLGG en Alterra geven hoofdzakelijk inzicht over dit totaalgehalte aan organische stof in de bodem, al is recent de heetwateruitschudbare C als parameter toegevoegd aan het standaardpakket van LMB. Omdat beschikbare databases niet zijn opgezet om kwalitatieve analyses te kunnen onderbouwen, moeten we concluderen dat alle discussie en trendanalyses over het organische stofgehalte in landbouwgrond in Nederland (Kuikman et al. 2003; Molenaar, 2003; Kuikman 2004; Hanegraaf et al. 2007; Reijneveld et al. in prep.) in die zin op ontoereikende wetenschappelijke informatie zijn gebaseerd zolang we niet weten hoe het totaalgehalte aan organische stof lokatiespecifiek is opgebouwd uit de verschillende fysisch-chemische stabiele en labiele fracties.

7.2 Biodiversiteit en ecosysteemdiensten

De betekenis van biodiversiteit voor het functioneren van ecosystemen vormt al geruime tijd een *hot topic* in ecologisch onderzoek. De TCB maakte onderscheid naar 'structurele', 'functionele' en genetische biodiversiteit (TCB 2003). Voor ecosysteemdiensten is per definitie functionele biodiversiteit van belang. Als er al een niet-functionele biodiversiteit bestaat, dan valt deze onder de structurele (begeleidende) biodiversiteit. De bodem is als drager van groot belang voor het ecosysteem en daarmee voor alle soorten die aan het betreffende ecosysteem zijn gebonden. De habitatfunctie van de bodem is daarmee dus van belang voor alle

soorten, ook bovengronds. In het bijzonder voor de natuurfunctie van de bodem is hiermee een relevant kennishiaat geïdentificeerd. De habitatfunctie van de bodem is voor natuurbeheer een belangrijke dienst, hoewel er in het Handboek Natuurbeheer voor de bodem geen biologische doelstellingen voor de bodem zijn geformuleerd (wel abiotische randvoorwaarden). Bovengrondse natuurdoelen (m.n. floristische) blijken steeds meer afhankelijk te zijn van ondergrondse biodiversiteit, en er ontstaat kennisvraag bij terreinbeheerders om bodembeheer te ontwikkelen gericht op bodemleven voor betere realisatie van natuurdoelen.

7.3 Flexibiliteit, adaptief vermogen en veerkracht

Er is nog onvoldoende kennis van de ecosystemedienst flexibiliteit en adaptief vermogen om in het kader van deze studie tot een pakket aan stimulerende maatregelen te kunnen komen. Frappant genoeg lijkt juist deze dienst relevant te zijn wanneer het gaat om veranderingen in bodemgebruik: transitie in gebruik en beheer zijn gebaat bij een systeem dat zich goed aanpast aan de nieuwe omstandigheden en functioneel blijft ook in het licht van nieuwe gebruiksdoelstellingen. Ook ecologische veerkracht is dan van betekenis. Wetenschappelijk onderzoek in recente jaren heeft incidenteel geleid tot de ontwikkeling van indicatoren voor deze ecologische concepten zodat er een meetbare dimensie kan worden aangebracht. Voor praktijktoepassing lijkt dit echter nog een brug te ver, vooral wanneer economische aspecten van bodemgebruik in beschouwing zouden moeten worden meegenomen. De MEA bijvoorbeeld heeft dan ook geen expliciet onderscheid naar deze ecosystemediensten gemaakt (Tabel 1).

Tegen de achtergrond van klimaatverandering en andere verstoring (Ver-thema's) kan veerkracht een belangrijke ecosystemedienst vormen bij beheer en ontwikkeling van natuur. Het Ministerie van LNV stimuleert strategische kennisontwikkeling om het veerkracht concept uit te bouwen tot een bruikbare benadering in het natuurbeheer, waarbij - zo mogelijk - een statisch beeld van ecosystemen en levensgemeenschappen zou kunnen worden vervangen door een meer dynamische opvatting van natuurdoelen en -kwaliteit.

7.4 Referentiebeelden RBB

Tijdens onze studie hebben zich enkele momenten van “voortschrijdend inzicht” voorgedaan ten aanzien van praktische toepasbaarheid van referentiebeelden in termen van maatregelen voor bodembeheer. Hieronder een terugkoppeling.

De referentiebeelden voor biologische bodemkwaliteit zijn opgesteld op basis van veldinventarisaties in het LMB en een aantal extra toegevoegde locaties (Rutgers et al. 2007). Een referentiebeeld is een door verschillende deskundigen gemiddeld meest positief gewaardeerd spectrum van bodemleven en bodemprocessen, gegeven een bepaalde bodemcategorie. Hoewel de precies gevolgde werkwijze bij de afleiding niet

wordt beschreven⁷, zijn de referenties gebaseerd op criteria voor een “gezonde” bodem vanuit verschillende bodembioologische expertisevelden bezien (tabel 2 in Rutgers et al. 2007). Het referentiebeeld is dan te beschouwen als voorbeeld van goede biologische bodemkwaliteit die is verkregen onder relatief duurzame, voor het bodemgebruik geëigende vormen van bodembeheer. Het is aan te bevelen om bij een evaluatie van de referenties meer aandacht te besteden aan de mate waarin *people, planet, profit* criteria voor duurzaamheid zijn toegepast in de wetenschappelijke onderbouwing. Het is nu onduidelijk in hoeverre de verschillende deskundigen bij de beoordeling van biologische bodemkwaliteit op referentielocaties deze aspecten van duurzaamheid op vergelijkbare wijze in beschouwing hebben genomen.

Uniformiteit

De drie gedefinieerde referentiebeelden voor natuur (gemengd bos, heide en halfnatuurlijk grasland, alle op zand) zijn breed gedefinieerde categorieën van natuurtypen. In de praktijk van het natuurbeheer wordt gewerkt met nauwer gedefinieerde natuurdoeltypen, die veelal gekoppeld zijn aan specifieke maatregel-pakketten. Maatregelen ter bevordering van ecosysteemdiensten in het ene doeltypen zijn niet altijd ook geschikt voor andere doeltypen, ook niet wanneer deze onder eenzelfde bodemcategorie vallen. Zo zijn voor graslanden ten minste vier verschillende toestanden te onderscheiden langs de milieu-assen: droog-nat en voedselrijk-voedselarm. Een maatregel die waterretentie bevordert en dus voor veel vocht zorgt, is goed voor nat grasland, maar slecht voor droog grasland. Daarnaast kunnen twee locaties met gemengd bos op droge zandgrond begroeid zijn met verschillende dominante boomsoorten, elk met een eigen ondergroei en bodemleven. Zolang de bossen die als referentie dienen voor ‘goede biologische bodemkwaliteit’ (en impliciet daarmee voor een goed niveau van ecosysteemdiensten), kan het gebruik van een gemiddelde referentiesituatie onbedoeld leiden tot achteruitgang in functionaliteit en natuurwaarden. Deskundigheid van de beheerder is daarom nodig om voor elke specifieke situatie te beoordelen welke maatregelen geschikt zijn om bodemdiensten te bevorderen, en de duurzaamheid van het bodemgebruik te vergroten.

Voor agrarische bodemcategorieën is het makkelijker om de juiste richting aan te geven voor het stimuleren van een ecosysteemdienst. De reden is dat men meestal streeft naar hoge gewasproductie met behoud van bodemkwaliteit en met minimale inzet van menskracht en lage kosten voor productiemiddelen zoals energie en grondstoffen. Daarnaast is het bodembeheer in agrarisch gebied relatief gezien intensief en homogeen, in vergelijking met begeleide natuurlijke systemen. Hierdoor zijn locatiespecifieke verschillen tussen natuurgebieden groter. Verder is het aantal agrarische bedrijven in de monitoring veel groter dan natuurterreinen. In deze

⁷ Voor iedere categorie van grondsoort en bodemgebruik werd een referentiebeeld samengesteld met behulp van experts binnen en buiten het Bobi programma. Ieder werd gevraagd op basis van zijn eigen specialisme, zoals microbiologie, bodemfauna, biologische processen, landbouw en natuurbeheer, een rangorde aan te geven in biologische bodemkwaliteit en duurzaamheid. De afzonderlijke en onafhankelijke oordelen werden met een eenvoudige multicriteria beslisanalyse geïntegreerd tot een rangordening over alle locaties. Het gemiddelde van 3 tot 8 locaties die de meeste goede beoordelingen hadden gekregen, werden gekozen als referentie. Voor de transparantie van deze methode bevelen wij aan in het uiteindelijke handboek ook de criteria op te nemen waarop elke expert zijn oordeel heeft gebaseerd.

context is beter te definiëren welke maatregel positief bijdraagt aan een duurzaam systeem waarin geen sprake is van lekkage en afwenteling naar elders of later.

Ecosystemen hebben ook een belangrijke functie als habitat. Niet alleen de (half-) natuurlijke ecosystemen van de bodemcategorieën bos, heide en halfnatuurlijk grasland op zand, maar ook agrarische en stedelijke ecosystemen bieden specifieke niches voor soorten, en zijn daarmee essentieel voor behoud van biodiversiteit. De gedefinieerde RBB referenties zouden nog eens bekeken moeten worden op hun relatie met de habitatfunctie voor biodiversiteit. Deze bodemdienst biedt als het ware een mogelijkheid te voldoen aan nationale en internationale beleidsdoelen, bijv. realisatie EHS, Natura 2000, Flora- en Faunawet, etc. Hoewel in dit rapport biodiversiteitsbehoud niet is beoordeeld, is aandacht nodig voor deze bodemdienst en de relatie met de specifieke, lokale kwaliteit van (half)natuurlijke en niet-natuurlijke systemen.

Specifieke gebruiksdoelstellingen: referentiebeelden en maatregelen

De relevantie van specifieke ecosysteemdiensten verschilt per bodemcategorie. Evenzo zijn de richting en het vereiste niveau van een ecosysteemdienst afhankelijk van specifieke gebruiksdoelstellingen. Op basis van *locale* gebruiksdoelstellingen behoren dus de meest optimale maatregelen worden gekozen om beter gebruik te maken van relevante bodemdiensten. Vooral bij de functie natuur, waar gedifferentieerde natuurdoelstellingen worden gehanteerd, is het noodzakelijk om genuanceerd en locatiespecifiek maatwerk in het beheer toe te passen.

Momenteel worden uiteenlopende natuurtypen en natuurdoeltypen aan eenzelfde bodemcategorie toegeschreven en wordt er één referentiebeeld gehanteerd. Dit is niet in de laatste plaats om de RBB systematiek eenvoudig te houden en ook een direct gevolg van een beperkt monitoringbudget⁸, maar heeft een zeker risico op eenvormige resultaten. Binnen de bodemcategorie “bos op zand” bijvoorbeeld zal een natuurbos van een A-locatie er anders uit zien dan een productiebos. Zo ook is grasland op arme zandgrond anders dan op rijke zandgrond, en worden er verschillende gebruiks- en beheerdoelstellingen gehanteerd.

In de toepassing van de RBB-systematiek wordt de gebruiker in principe voldoende ruimte voor flexibiliteit en maatwerk gelaten. Het is echter lastig om in ons rapport die nuance aan te brengen, en ook in het toekomstig handboek zal dit moeilijk worden. Hier zullen vooral algemene principes en richtlijnen terug te vinden zijn; uiteindelijk zal de keuze voor de optimale maatregel door de gebruiker zelf moeten worden gemaakt - met gezond verstand gebruik makend van die richtlijnen en algemene principes.

Overigens kunnen zonodig meer categorieën worden onderscheiden en bestaat de mogelijkheid om een locatiespecifiek referentiebeeld te ontwikkelen. De generieke RBB systematiek fungeert dan als een procesbeschrijving.

⁸ Er zijn tot nog toe 20 bossen, 10 halfnatuurlijke graslanden en 10 heide locaties bemonsterd.

8 Aanbevelingen

8.1 Beleid

Uit het project ‘Duurzaam Bodemgebruik in de Landbouw’ is als een van vier aanbevelingen voortgekomen om maatschappelijke bodemdiensten te belonen (Stuurgroep Bodem, 2006). Hierbij werd specifiek gerefereerd naar het voorbereiden op natuurontwikkeling door extensiveren en verschrallen, bescherming van archeologische en aardkundige waarden door beperkte grondbewerking, en het tegengaan van bodemdaling door ondiepe drainage. De Stuurgroep deed ook de aanbeveling om niet-duurzame landbouwpraktijken aan te pakken, bijvoorbeeld door deze onderdeel te laten uitmaken van *cross compliance*.

Bij de uitvoering van beleid is in de praktijk nog weinig aandacht voor het benutten van ecosysteemdiensten bij bodemgebruik en worden projecten nog nauwelijks gefinancierd door (indirect) belanghebbende partijen. Wanneer projecten zijn gestoeld op het ecosysteemdiensten-concept blijkt uit internationale ervaringen dat deze betere kans maken voor financiering en dat er ook grotere projecten kunnen worden gefinancierd, dan wanneer projecten alleen biodiversiteitsdoelen nastreven (Goldman et al. 2008). In Nederland is het concept echter onvoldoende bekend bij stakeholders, en is meer bewustwording nodig voordat ook hier deze meerwaarde in de praktijk van betekenis zal worden. Tegen de achtergrond van decentralisatie van beleid heeft de rijksoverheid hier een simulerende rol naar de andere overheden toe.

Gegeven de centrale rol van organische stof in alle ecosysteemdiensten van de bodem lijkt het van primair belang om bodembeheer te stimuleren dat gericht is op het doen toenemen van organische stof in de bodem. Afhankelijk van het bodemgebruik zijn daartoe verschillende maatregelen denkbaar. Omdat 70% van de landbodem in Nederland een agrarische bestemming heeft, liggen daar grote kansen. Dat is niet gezegd omdat de Nederlandse landbouw niet duurzaam met organische stof zou omgaan, maar omdat méér organische stof beter is voor iedereen. Zoals al betoogd in het vorig hoofdstuk zouden vergoedingsregelingen voor organische landbouw tot een snel en wijdverbreid resultaat kunnen leiden (Hepperly et al. 2007).

We bevelen aan te laten onderzoeken in hoeverre RBB referentiebeelden voor natuurlijke bodemcategorieën en natuurdoelstellingen uit natuurbeleid dichterbij elkaar kunnen worden gebracht. Dit zou betere mogelijkheden kunnen opleveren om bodembeheer en natuurbeheer te harmoniseren. Natuurkwaliteitsdoelstellingen voor bodem zijn er niet. De bruikbaarheid van de huidige referentiebeelden voor de terreinbeheerder zou moeten worden onderzocht. Zie ook §7.4 Referentiebeelden RBB: Uniformiteit. Hierbij moet bij voorkeur ook worden geanticipeerd op nieuwe kennisontwikkeling rond ecologische veerkracht, zoals die door LNV wordt gestimuleerd, en de mogelijke consequenties die hieruit kunnen voortvloeien met betrekking tot de gangbare wijze van definiëren van natuurdoelstellingen en het systeem van financiële vergoedingen dat hierop is gebaseerd (Programma Beheer).

Het onderscheid in ecosysteemdiensten van de bodem is vergelijkbaar met, maar niet identiek aan de systematiek van de Millennium Assessment. Verdere afstemming kan communicatief van belang zijn. Voor een inzichtelijke vertaalslag naar praktijkmaatregelen (Handboek) is het zinvol om bodemdiensten met een regulatiefunctie te differentiëren naar *richting*, zodat preciese gebruiksdoelstellingen kunnen worden vertaald naar geschikte maatregelen:

Bodemvruchtbaarheid:	nutriëntenlevering vs. nutriëntenretentie
Waterregulatie:	afvoerend vermogen vs. vochtleverend vermogen
Regulatie organische stof:	mineralisatie vs. humificatie

8.2 Praktijkadvies

In de landbouwpraktijk bestaat toenemende aandacht voor bodemkwaliteit en bodemleven en neemt ook de bewustwording van teeltondersteunende eigenschappen van functionele agrobiodiversiteit steeds verder toe. Vooral nog is vooral sprake van toepassing van kennis over ziekte- en plaagwering in FAB-pilots. De betekenis van agrobiodiversiteit voor regulatie van organische stof, nutriënten en water zijn nog betrekkelijk onbekend. Het zou goed zijn om met betrekking tot deze bodemdiensten nieuwe FAB-pilots te initiëren. Hier ligt een rol voor de centrale overheid en de provincies (ILG, SBG).

Nog verder in het communicatieve vlak kan gesteld worden dat de doorgifte van kennis naar de praktijk een grote impuls kan gebruiken. Hier is een veelbelovend begin gemaakt met de start van het Stimuleringsprogramma Agrobiodiversiteit en Duurzaam Bodembeheer, waar kennismakelaars deze rol gaan vervullen. Ook andere intermediairs zijn actief in het veld, en hier kunnen adviezen aan agrariërs beter (Hanegraaf & de Visser, 2004):

- Meer samenwerking tussen adviseurs voor voer en bodem, tegengestelde adviezen vermijden; systeemgerichte benadering volgen;
- Duidelijke praktijkadviezen voor het handhaven van bodemkwaliteit bij de grondbewerking (schuiven, woelen en afgraven is korte termijn);
- Organisch gebonden N in de mest meerekenen bij bemestingsadviezen;
- Drijfmest en bodemanalysen voorzien van biologische component.

Het verdient aanbeveling om de uitwisseling van ervaringen van vernieuwende boeren en terreinbeheerders op ruime schaal te faciliteren.

Terreinbeheer

Wij bevelen de terreinbeherende instanties aan om mogelijkheden te verkennen om met stakeholders tot structurele samenwerking te komen op het gebied van beheer, met het doel om ecosysteemdiensten te bevorderen. Biodiversiteit-projecten met gedeelde financieringsconstructies die zijn gestoeld op het ecosysteemdiensten-concept hebben gemiddeld viervoudig betere mogelijkheden dan projecten waarin men alleen biodiversiteitsdoelen nastreeft (Goldman et al. 2008).

8.3 Onderzoek

Organische stof meten

In Nederland wordt het gloeiverlies gebruikt als standaardmethode voor de bepaling van het totaalgehalte aan organische stof in de bodem. Uitgloeien is een oude techniek waarmee geen inzicht wordt verworven in de opbouw- en afbraakprocessen van organische stof in de bodem. Duurzaam bodembeheer vraagt om geschikte, additionele methoden (bijv. als onderdeel van het LMB) om de functioneel verschillende voorraden organische stof te kunnen beoordelen. Organische stof heeft een centrale rol met betrekking tot *alle* ecosystemendiensten en het is dan ook van groot belang om de *status quo* en veranderingen hierin kwantitatief en kwalitatief te kunnen beoordelen en er op te kunnen sturen. Er zijn daartoe voldoende conceptuele inzichten en analytische methoden beschikbaar (Six et al. 2002ab).

Bodemstructuur meten

Aggregaten vormen een essentieel kenmerk van bodemstructuur die niet alleen van groot belang zijn voor de draagkracht en het waterregulerend vermogen van de bodem, maar ook voor de regulatie van organische stof en daarmee indirect voor alle ecosystemendiensten van de bodem. Het verdient daarom sterke aanbeveling om een parameter op te nemen in het LMB voor de bepaling van stabiliteit van micro- en macroaggregaten (Herrick et al. 2001; Seybold & Herrick, 2001).

Regenwormen inventariseren

De in het LMB standaard uitgevoerde methode voor bemonstering van regenwormen is ontoereikend voor het inventariseren en kwantificeren van pendelende soorten. Gezien het belang van deze groep voor diensten als waterhuishouding, bodemstructuur en bodemvruchtbaarheid zou een aanvullende bepaling naast de standaard zodebemonstering moeten worden opgenomen. Hiertoe zijn verschillende methoden beschikbaar, waarvan vooral extractie met mosterd om milieuhygiënische redenen aantrekkelijk is (Raw, 1960; Chan & Munro, 2001; Lawrence & Bowers, 2002; Zaborski, 2003).

Organische stof en lachgasemissie?

Met minimale grondbewerking en organische mest komt er meer koolstof in de grond. Geeft dit ook hogere lachgas-emissies? Kan dit worden voorkomen door goede bodemstructuur en goede drainage?

Meer methaanemissie met organische mest?

Organische bemesting kan in natte (zuurstofarme) bodems leiden tot grotere hoeveelheden methaanvormende bacteriën en verhoogde methaanemissies (Gattinger et al. 2006). Het is onbekend in hoeverre dit in Nederland een rol speelt

Effecten van verschillende soorten organische mest?

Er is nog weinig bekend over effecten van verschillende soorten organische mest zoals drijfmest, vaste mest en compost.

Bestaat er een maximum biomassa in de grond?

Er zijn aanwijzingen dat er een beperkte “biologische ruimte” is voor organische stof en biomassa in de grond (Six et al. 2002a; Korschens, 2006; Griffiths et al. 2008). Onder andere het kleigehalte heeft een sterke invloed. Dat zou betekenen dat er grenzen zijn aan de mogelijkheid om de bodem te “verbeteren”.

Weerstand tegen stress, hoe werkt het?

De mechanismen van weerstand van het bodemleven tegen stress zijn nog onvoldoende bekend (Brussaard et al. 2007). Zorgen langzaam groeiende oligotrofe bacteriën en mycorrhiza schimmels voor een betere weerstand tegen stress (Orwin & Wardle, 2005)?

Zelfreinigend vermogen lager bij goede bodemstructuur?

Op grond van bestaande kennis is het onduidelijk of er een toenemend risico bestaat dat bestrijdingsmiddelen naar het grondwater inspoelen naarmate er meer preferente stroombanen voor infiltrerende neerslag bestaan in de vorm van macroporiën en gangen van pendelende regenwormen (Isensee et al. 1990; Edwards et al. 1992; Sigua et al. 1993). Dit effect kan worden gereduceerd door een toename in adsorptie verschijnselen (Düring, 1996). Ook verhoogde microbiële activiteit (Böhm et al. 1991; Grocholl, 1991) gepaard gaande met versnelde degradatie van herbiciden (Levanon et al. 1994) en resistentie tegen herbiciden in microflora (Fernau, 1996) kunnen verliezen van herbiciden via uitspoeling beperken.

Verdichting?

Er is nog weinig bekend over effecten van verdichting (rapport Van der Wal et al. 2007).

Organische stof toevoegen?

Het toevoegen van biochar aan de bodem biedt veel perspectief voor betere bodemstructuur en hogere bodemvruchtbaarheid (Marris, 2006). Biochar zou ook een aanzienlijke en duurzame bijdrage kunnen leveren aan koolstofopslag in de bodem (Lehmann, 2007). Dit is in Nederland nog weinig getoetst op praktijkschaal. Specifiek onderzoek zou zich ook moeten richten op potentiële milieurisico's van het gebruik van biochar.

Regenwormen introduceren?

De introductie van regenwormen als maatregel om de bodemkwaliteit te verbeteren is in Nederland zelden toegepast (Flevoland: rijping bodem nieuw ingepolderd land en bij vervilting grasmat). In het buitenland is er meer ervaring. Vooral de introductie van ontbrekende specifieke ecologische groepen kan positief bijdragen aan de waterhuishouding (drainage) en bodemstructuur (aggregaatvorming, organische stof gehalte)(Van der Hout & Faber, in voorbereiding.). De maatregel is in deze studie niet meegenomen, maar verdient aandacht in de vorm van praktijkonderzoek.

Literatuur

- Abawi, G.S. & T.L. Widmer (2000) Impact of soil health management practices on soil borne pathogens, nematodes and root diseases of vegetable crops. *Applied Soil Ecology* 15: 37-47.
- Allison, F.E. (1968) Soil aggregation – some facts and fallacies as seen by a microbiologist. *Soil Science* 106: 136-143.
- Altieri, M.A. & C.I. Nicholls. 2003. Soil fertility management and insect pests: harmonizing soil health and plant management in agroecosystems. *Soil & tillage Research* 72: 203-211.
- Altieri, M.A. 1999. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 74: 19-31.
- Apfelbaum, S.I. (2007) Urban lands and carbon management. In: Kimble, J.M., C. W. Rice, D. Reed, S. Mooney, R.F. Follett & R. Lal (Eds.) *Soil Carbon Management, Economic, Environmental and Societal Benefits*. CRC Press, Boca Raton, pp.235-250.
- Baar, J. 2005. Mycorrhizaschimmels: een rol in gewasbescherming? *Gewasbescherming* 36: 222-224.
- Bailey, K.L. & G. Lazarovits. 2003. Suppressing soil-borne diseases with residue management and organic amendments. *Soil & Tillage Research* 72: 169-180.
- Baker, J.M., T.E. Ochsner, R.T. Venterea & T.J. Griffiths (2007) Tillage and carbon sequestration – What do we really know? *Agriculture, Ecosystems & Environment* 118: 1-5.
- Bal, L. (1982) Zoological ripening of soils. 1. The concept and impact in pedology, forestry and agriculture. 2. The process in two Entisols under developing forest in a recently reclaimed Dutch polder. Centre for Agricultural Publishing and Documentation, Wageningen.
- Baldock JA, Skjemstad JO (2000). Role of the soil matrix and minerals in protecting natural organic material against biological attack. *Organic Chemistry* 31: 697-710.
- Barois I., G. Villemin & P. Lavelle (1993) Transformation of the soil structure through *Pontoscolex corethrurus* (Oligochaeta) intestinal tract. *Geoderma* 56 : 57-66.
- Barrios, E. 2007. Soil biota, ecosystem services and land productivity. *Ecological Economics* 64: 269-285.
- Bathke, G.R., Cassel, D.K., Hargrove, W.L. & Porter, P.M. (1992) Modification of soil physical properties and root growth response. *Soil Sci.* 154: 316-325.
- Beisecker, R. (1994) Einfluß langjährig unterschiedlicher Bodenbearbeitungssysteme auf das Bodengefüge, die Wasserinfiltration und die Stoffverlagerung eines Löß- und eines Sandbodens. *Bodenökologie und Bodengenese* 12, 195.
- Berg B (2000). Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils. *Forest Ecology and management* 133: 13-22.
- Bernaerts, S. (2008) Niet-Kerende Grondbewerking. Kunnen we zonder ploeg in de biologische landbouw? *Ekoland* 2008(5):20-21.
- Blevins, R.L., Smith, M.S., Thomas, G.W. & Frye, W.W.. (1983) Influence of conservation tillage on soil properties. *J. Soil Water Conserv.* 38: 301-305.

- Bloem, J. A.J. Schouten, S.J. Sørensen, M. Rutgers, A. van der Werf and A.M. Breure 2006. Monitoring and evaluating soil quality. In "Microbiological Methods for Assessing Soil Quality" (J. Bloem, D.W. Hopkins and A. Benedetti, editors), pp. 23-49. CABI, Wallingford, UK.
- Bloem, J., G. Lebbink, K.B. Zwart, L.A. Bouwman, S.L.G.E. Burgers, J.A. de Vos & P.C. de Ruiter. 1994. Dynamics of microorganisms, microbivores and nitrogen mineralisation in winter wheat fields under conventional and integrated management. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 51: 129-143.
- Bloem, J., P.C. de Ruiter & L.A. Bouwman. 1997. Food webs and nutrient cycling in agro-ecosystems. In "Modern Soil Microbiology" (J.D. van Elsas, J.T. Trevors and E. Wellington, editors), pp. 245-278. Marcel Dekker Inc. New York.
- Blonk T.J., A. Kool, L.N.C. Vlaar (2007) Landbouw en klimaat in Brabant. CLM, rapport CLM 655 – 2007, Culemborg, 51 pp.
- Bobbink R., E. Brouwer, J.G. ten Hoopen & E. Dorland (2004) Herstelbeheer in het heidellandschap: effectiviteit, knelpunten en duurzaamheid. In: G.J. van Duinen, R. Bobbink, Ch. van Dam, H. Esselink, R. Hendriks, M. Klein, A. Kooijman, J. Roelofs & H. Siebel (red.). *Duurzaam natuurherstel voor behoud van biodiversiteit; 15 jaar herstelmaatregelen in het kader van het Overlevingsplan Bos en Natuur*. Rapport Expertisecentrum LNV nr. 2004/305, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Ede, pag. 33-70.
- Bobbink. R. & E. Dorland (2002) Herstel van biodiversiteit in heischrale milieus. *Natuur en Techniek* 70(3): 58.
- Bodegom, P.M. van, Broekman, R., van Dijk, J. Bakker, C., Aerts, R. (2005). Ferrous iron stimulates phenol oxidase activity and organic matter decomposition in waterlogged wetlands. *Biogeochemistry* 76: 69-83.
- Bouwman, L.A. & W.B. M. Arts (2000) Effects of soil compaction on the relationships between nematodes, grass production and soil properties. *Applied Soil Ecology* 14: 213-222.
- Boyle, M., W.T. Frankenberger jr. & L.H. Stolzy (1989). The influence of organic matter on soil aggregation and water infiltration. *Journal of Production Agriculture* 2: 209-299.
- Braat, L. & P. ten Brink (Eds.)(2008) *The Cost of Policy Inaction. The case of not meeting the 2010 biodiversity target*. Alterra-rapport 1718, 312 pp.
- Brandes, L.J., P.G. Ruyssenaars, H.H.J. Vreuls et al. (2007) Greenhouse gas emissions in the Netherlands 1990 – 2005. National Inventory Report 2007. MNP report 50008006/2007, pp. 220.
- Bremen, N. van (1993) Soils as biotic constructs favouring net primary productivity. *Geoderma* 57: 183-211.
- Brink, N. van den, L. Bonten, P. Römken & J. van der Pol. 2007. De invloed van veranderingen in bodemeigenschappen op de blootstelling van hogere organismen aan verontreinigingen. Effecten van inrichting, beheer en veranderend landgebruik. Rapport nr. 1556, Alterra, Wageningen.
- Bruggen, A.H.C. van, A.M. Semenov, A.D. van Diepingen, O.J. de Vos & W.J. Blok. 2006. Relation between soil health, wave-like fluctuations in microbial populations, and soil-borne plant disease management. *European Journal of Plant Pathology* 115: 105-122.

- Brussaard, L., P. C. de Ruiter & G.G. Brown. 2007. Soil biodiversity for agricultural sustainability. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 121: 233–244.
- Bünemann, E.K., Schwenke, G.D., Van Zwieten, L. 2006. Impact of agricultural input on soil organisms - A review. *Australian Journal of Soil Research* 44: 379-406.
- Campbell C A, Bowren K E, Schnitzer M, Zentner R P & Townley-Smith L 1991 Effect of crop rotations and fertilization on soil biochemical properties in a thick Black Chernozem. *Can. J. Soil Sci.* 71, 377–387.
- Ceuster, T.J.J. de & H.A.J. Hoitink. 1999. Using compost to control plant diseases. *Biocycle*, June 1999: 61-64.
- Chadwick, D.R., Sneath, R.W., Phillips, V.R., Pain, B.F. 1999. A UK inventory of nitrous oxide emissions from farmed livestock. *Atmospheric Environment* 33: 3345-3354.
- Chan, K.-Y., Munro, K., 2001. Evaluating mustard extracts for earthworm sampling. *Pedobiologia* 45, 272–278.
- Chapman, S.J., Towers, W., Williams, B.L., Coull, M.C. and Paterson, E., (2001) Review of the contribution to climate change of organic soils under different land uses., Environment Group Research Programme Research Findings No.17. *Scottish Executive Central Research Unit. ISBN 0755932765*
Chapter 1: A Framework for Assessment. (Island Press, 2003), pp. 25-36.
Chapter 11: Biodiversity Regulation of Ecosystem Services. (Island Press, 2005), pp/ 297-329.
- Chemielinco (2002) Ecologische bodemkwaliteit in ruimtelijke ordening en milieubeheer. Verslag van de *quicksan*: Bodem & Ecologie. Chemielinco-rapport20787..
- Conant, R.T., Paustian, K., Elliott, E.T. 2001. Grassland management and conversion into grassland: Effects on soil carbon. *Ecological Applications*, 11: 343-355.
- Condron LM, Tiessen H., Trasar-Cepeda C, Moir JO, Stewart JWB (1993). Effects of liming on organic matter decomposition and phosphorus extractability in an acid humic Ranker soil from northwest Spain. *Biology and Fertility of Soils* 15: 279-284.
- Connolly, R.D. (1998) Modelling effects of soil structure on the water balance of soil-crop systems: a review. *Soil & Tillage Research* 48: 1-19
- Conway, K.E. 1996. An overview of the influence of sustainable agricultural systems on plant diseases. *Crop Protection* 15: 223-228.
- Deike, S., Pallutt, B., Christen, O. 2008. Investigations on the energy efficiency of organic and integrated farming with specific emphasis on pesticide use intensity. *European Journal of Agronomy*, 28 (3), pp. 461-470.
- Demolder H, Adams Y, Paelinckx D (2003). Typologie en beheer van soortenrijke cultuurgraslanden. Rapport van het Instituut voor Natuurbehoud 2003.01 ISBN 90-403-0171-9.
- Devlin et al. (2003) Water Quality Best Management Practices, Effectiveness, and Cost for Reducing Contaminant Losses from Cropland, Kansas State University. <http://www.oznet.ksu.edu/library/h20ql2/mf2572.pdf>

- Diepeningen, A.D. van, De Vos, O.J., Korthals, G.W., Van Bruggen, A.H.C. 2006. Effects of organic versus conventional management on chemical and biological parameters in agricultural soils. *Applied Soil Ecology* 31: 120-135.
- Diepingen, A.D. van, A.H.C. van Bruggen, A.J. Termorshuizen & G.W. Korthals. 2005. Bodemgezondheid en ziektevering in biologische bedrijfssystemen. *Gewasbescherming* 36: 219-221.
- Diepingen, A.D. van, O.J. de Vos, G.W. Korthals & A.H.C. van Bruggen. 2006. Effects of organic versus conventional management on chemical and biological parameters in Agricultural soils. *Applied Soil Ecology* 31: 120-135.
- Dijk J van, Stroetenga M, Bos L, van Bodegom PM, Verhoef HA, Aerts R (2004). Restoring natural seepage conditions on former agricultural grasslands does not lead to reduction of organic matter decomposition and soil nutrient dynamics. *Biogeochemistry* 71: 317-337.
- Dorland, E., L. van den Berg, R. Bobbink & J. Roelofs (2003) Bekalking bij het herstel van gedegeneerde heiden en heischrale graslanden. *De Levende Natuur* 104: 144-148.
- Dorland, E., R. Bobbink & E. Brouwer (2005) Herstelbeheer in het heidelandschap: overzicht van OBN-herstelmaatregelen. *De Levende Natuur* 106(5): 204-208.
- Eason, W.R., Scullion, J., Scott, E.P. 1999. Soil parameters and plant responses associated with arbuscular mycorrhizas from contrasting grassland management regimes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 73: 245-255.
- Edmeades, D.C. 2003. The long-term effects of manures and fertilisers on soil productivity and quality: Nutrient Cycling in Agroecosystems 66: 165-180.
- Edwards, W.M., Norton, L.D. & Redmond, C.E. (1988) Characterizing macropores that affect infiltration into non tilled soil. *Soil. Sci. Soc. Am. J.* 52: 483-487.
- Ehlers, W. (1975) Observations on earthworm channels and infiltration on tilled and untilled soil. *Soil Science* 119: 242-249.
- Elbersen BS, Kuiters AT & Meulenkamp WJH (2003). Schaapkuddes in het natuurbeheer. *Alterra-rapport* 735, 157 pp.
- Elferink, E.V., E.A.P. van Well & L.N.C. Vlaar (2007) Landbouw en klimaat in Utrecht. *CLM Onderzoek en Advies, CLM Rapport* 659, Culemborg.
- Eve, M.D., M. Sperow, K. Howerton, K. Paustian, & R.F. Follet (2002) Predicted impact of management changes on soil carbon stocks for each agricultural region of the conterminous United States. *J. Soil Water Conserv.* 57: 196–204.
- Expertisecentrum LNV (2004) Evaluatie kennisnetwerk overlevingsplan bos en natuur: eindrapport. *Rapport EC-LNV nr. 2004/330-O*, 81 p.
- Faber J.H. & A. van der Hout (in prep.) Introductie van regenwormen ter verbetering van de bodem; Een literatuurstudie. *Alterra-rapport*.
- Faber, J.H., J.J.C. van der Pol, T.C. Klok, P.F.A.M. Römken, J. Lahr, Y. Wessels, M.A. van de Leemkule, K. Spaan, H.R.G. de Rooter & J.H. de Jong. 2004. Kwetsbaarheid en kansrijkdom van natuurdoelen op verontreinigde bodems. Van eco(toxico)logische expertise naar een beslissingsondersteunend systeem; een pilot studie. *Rapport nr. 906*, Alterra, Wageningen.
- Fließbach, A., Oberholzer, H.-R., Gunst, L., Mäder, P. 2007. Soil organic matter and biological soil quality indicators after 21 years of organic and conventional farming. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 118: 273-284.

- Freedman, B., S. Love & B. O'Neil (1996) Tree species composition, structure and carbon storage in stands of urban forest of varying character in Halifax, Nova Scotia. *Canadian Field-Nat.* 110: 675-682.
- Friebe, B. & Henke W. (1992) Regenwürmer und deren Abbauleistung bei abnehmender Bearbeitungsintensität. In: Friebe, B. (Ed.) Wechselwirkungen von Bodenbearbeitungssystemen auf das Ökosystem Boden. *Wiss. Fachverlag Dr. Fleck, Niederkleen*, pp. 139-146.
- Gantzer, C.J., S.H. Anderson, A.L. Thompson & J.R. Brown (1991) Evaluation of soil loss after 100 years of soil and crop management. *Agronomy Journal* 83: 74-77.
- Garbeva, P., J. Postma, J.A. van Veen & J.D. Elsas. 2006. Effect of above-ground plant species on soil microbial community structure and its impact on suppression of *Rhizoctonia solani* AG3. *Environmental Microbiology* 8: 233-246.
- Gareau, S.E. 2004. Analysis of plant nutrient management strategies: Conventional and alternative approaches. *Agriculture and Human Values* 21: 347-353.
- Gattinger, A., Höfle, M.G., Schloter, M., Embacher, A., Böhme, F., Munch, J.C., Labrenz, M. 2007. Traditional cattle manure application determines abundance, diversity and activity of methanogenic Archaea in arable European soil. *Environmental Microbiology* 9: 612-624.
- Gavrilescu, M. 2005. Fate of pesticides in the environment and its bioremediation. *Engineering in Life Sciences* 5: 497-526.
- Ge, Y., Zhang, J.-B., Zhang, L.-M., Yang, M., He, J.-Z. 2008. Long-term fertilization regimes affect bacterial community structure and diversity of an agricultural soil in northern China. *Journal of Soils and Sediments* 8: 43-50.
- Geelen, P.M.T.M. e.v.a.(2006) Handboek Erosiebestrijding. Een leidraad voor de aanpak van bodemerosie door water in Zuid-Limburg (NL), Limburg (B) en Vlaams-Brabant (B). Provincie Limburg, Hasselt, B. 100 pp.
- Gemmill, B. 2002. *Managing Agricultural Resources for Biodiversity Conservation. A Guide to Best Practices.* UNEP.
- Ghorbani, R., S. Wilcockson, A. Koocheki & C. leifert. Soil management for sustainable crop disease control: a review. *Environmental Chemistry Letters*, DOI 10.1007/s10311-008-0147-0.
- Goede, R.G.M. de, P.C.J. van Vliet, B. van der Stelt, E.J.M. Temminghoff, F.P.M. Verhoeven, J. Bloem. 2004. Verantwoorde toepassing van rundermest in graslandbodems. SKB rapport SV-411, Stichting Kennisontwikkeling en Kennisoverdracht Bodem, Gouda.
- Goldman, R.L., H. Tallis, P. Kareiva, G.C. Daily (2008) Field evidence that ecosystem service projects support biodiversity and diversify options. *PNAS* 105: 9445-9448.
- Graaf, M. De, P. Verbeek, S. Robat, R. Bobbink, J. Roelofs, S. de Goeij & M. Scherpenisse (2004) Lange-termijn effecten van herstelbeheer in heide en heischrale graslanden. Rapport Expertisecentrum LNV, Ede, pag. 1-219.
- Graaf, M. De, Verbeek, P. Robat, S., Bobbink, R. Roelofs, J. , de Goeij, S. en Scherpenisse, M. (2004). Lange-termijn effecten van herstelbeheer in heide en heischrale graslanden.
- Griffiths, B.S., Bonkowski, M., Roy, J., Ritz, K. 2001. Functional stability, substrate utilisation and biological indicators of soils following environmental impacts. *Applied Soil Ecology* 16: 49-61.

- Griffiths, B.S., Hallett, P.D., Kuan, H.L., Gregory, A.S., Watts, C.W., Whitmore, A.P. 2008. Functional resilience of soil microbial communities depends on both soil structure and microbial community composition. *Biology and Fertility of Soils* 44: 745-754.
- Griffiths, B.S., Ritz, K., Bardgett, R.D., Cook, R., Christensen, S., Ekelund, F., Sørensen, S.J., Baath, E., Bloem, J., De Ruiter, P.C., Dolfing, J., Nicolardot, B. 2000. Ecosystem response of pasture soil communities to fumigation-induced microbial diversity reductions: An examination of the biodiversity-ecosystem function relationship. *Oikos* 90: 279-294.
- Groot, R.S. de, M.A. Wilson & R.M.J. Boumans (2002) A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41: 393-408.
- Gruber, W., 1993. Auswirkungen der Bodenbelastungen mit landwirtschaftlichen Arbeitsmaschinen und der Bodenbearbeitung auf das Bodengefüge. Ph.D. Thesis, University Giessen, 126 pp.
- Guerrero, C., Moral, R., Gómez, I., Zornoza, R., Arcenegui, V. 2007. Microbial biomass and activity of an agricultural soil amended with the solid phase of pig slurries. *Bioresource Technology* 98: 3259-3264.
- Guggenberger, G., Frey, S.D., Six, J., Paustian, K., Elliott, E.T. 1999. Bacterial and fungal cell-wall residues in conventional and *no tillage* agroecosystems. *Soil Science Society of America Journal* 63: 1188-1198.
- Gunderson LH, Holling CS. (2002) *Panarchy: Understanding Transformations in Human and Natural Systems*. Island Press: Washington, DC; 507 pp
- Hagedorn F, Maurer S, Egli P, Blaser P, Bucher JB, Siegwolf R. (2001). Carbon sequestration in forest soils: effects of soil type, atmospheric CO₂ enrichment, and N deposition. *European Journal of Soil Science* 52: 619-628.
- Hamel, C. 2004. Impact of arbuscular mycorrhizal fungi on N and P cycling in the root zone *Canadian Journal of Soil Science* 84: 383-395.
- Hanegraaf, M.C., G. André, M.J.G. de Haas & A.G.G. van der Weijden (2007) *Zorg voor zand. Trends in het organischestofgehalte van zandgronden*. NMI, rapport 1026, Oosterbeek, 32 pp.
- Hanegraaf, M.C. & M. de Visser (Red)(2003) *Naar een betere bodemkwaliteit op zandgrond*. Praktijkrapport Rundvee 50. 90 blz.
- Hansen, B., Alrøe, H.F., Kristensen, E.S. 2001. Approaches to assess the environmental impact of organic farming with particular regard to Denmark. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 83: 11-26.
- Harding, R.B., Jokela, E.J. 1994. Long-term effects of forest fertilization on site organic matter and nutrients. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58: 216-221.
- Harrier, L.A., Watson, C.A. 2003. The role of arbuscular mycorrhizal fungi in sustainable cropping systems. *Advances in Agronomy* 79: 185-225.
- Haynes RJ, Naidu R (1998). Influence of lime, fertilizer and manure applications on soil organic matter content and soil physical conditions: a review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 51: 123-137.
- Hepperly, P. R. Seidel, D. Pimentel, J. Hanson & D. Douds Jr. (2007) Organic farming enhances soil carbon and its benefits. In: Kimble, J.M., C. W. Rice, D. Reed, S. Mooney, R.F. Follett & R. Lal (Eds.) *Soil Carbon Management*,

- Economic, Environmental and Societal Benefits. CRC Press, Boca Raton, pp.129-153.
- Hepperly, P.R.; Douds Jr., D.; Seidel, R.. 2006. The Rodale Institute Farming Systems Trial 1981 to 2005: Long Term Analysis of Organic and Conventional Maize and Soybean Cropping Systems. In: J. Raupp, C. Pekrun, M. Oltmanns, U. Köpke (eds). Long-term Field Experiments in Organic Farming. International Society of Organic Agriculture Research (ISO FAR), Scientific Series No. 1. Verlag Dr. Köster, Berlin.
- Herrick, J.E., W.G. Whitford, A.G. de Soyza, J.W. Van Zee, K.M. Havstad, C.A. Seybold & M. Walton (2001) Field soil aggregate stability kit for soil quality and rangeland health evaluations. *Catena* 44: 27–35
- Hiddink, G.A., A.H.C. van Bruggen, A.J. Termorshuizen, J.M. Raaijmakers & A.V. Semenov. 2005c. Effect of organic management of soils on suppressiveness to *Gaeumannomyces graminis* var. *tritici* and its antagonist, *Pseudomonas fluorescens*. *European Journal of Plant Pathology* 113: 417-435.
- Hiddink, G.A., A.J. Termorshuizen, J.M. Raaijmakers & A.H.C. van Bruggen. 2005a. Beïnvloedt mengteelt de ziekteverendheid van bodems tegen bodempathogenen? *Gewasbescherming* 36: 200-203.
- Hiddink, G.A., A.J. Termorshuizen, J.M. Raaijmakers & A.H.C. van Bruggen. 2005b. Effect of mixed and single crops on disease suppressiveness of soils. *Phytopathology* 95: 1325-1332.
- Hole, D.G., Perkins, A.J., Wilson, J.D., Alexander, I.H., Grice, P.V., Evans, A.D. 2005. Does organic farming benefit biodiversity? *Biological Conservation* 122: 113-130.
- Hommel, P.W.F.M.; Spek, T.; Waal, R.W. de; Hullu, P.C. de; Ouden, J. den (2001). Terug naar het lindenwoud? *Nederlands Bosbouw tijdschrift* 73: 12 - 23.
- Hopp, H. & H.T. Hopkins (1946) earthworms as a factor in the formation of water-stable aggregates. *J. Soil Water Conserv* 1: 11-3.
- Houot, S., Chaussod, R. 1995. Impact of agricultural practices on the size and activity of the microbial biomass in a long-term field experiment. *Biology and Fertility of Soils* 19: 309-316.
<http://www.millenniumassessment.org/documents/document.280.aspx.pdf>
<http://www.millenniumassessment.org/documents/document.765.aspx.pdf>
<http://www.unep.org/bpsp/Agrobiodiversity/agrobiodiversity%20thematic/agbioguide.pdf>
- Huijsmans, K.G.A., De Wit, J. (2008) Prestaties van de bodem in natuurontwikkelingsgebied Banisveld. Ontwikkeling bodembioologische referenties voor 'heide op voormalige landbouwkundige zandgrond'. Rapport 13/99088990/KH, Grontmij, Houten, Nederland
- IPCC (1997) Revised 1996 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories: Reference Manual (Vol. 3). In: Houghton, J.T., L.G. Filho L.G., Lim B., Treanton K., Mamaty I., Bonduki Y., Griggs D.J., Callender B.A. (Eds.), Intergovernmental Panel on Climate Change.
- IPCC (2007) Climate Change 2007: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, Pachauri, R.K and Reisinger, A. (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 104 pp.

- Jansen A, Sloot A., Soede S., van Ham M. (2008). Herstel van blauwgraslanden op de Empese en Tondense Heide? *De Levende Natuur* 109: 197-204.
- Jansen, A.J.M., Grootjans, A.P., Jalink, M.H. (2000). Hydrology of Dutch *Cirsio-Molinietum* meadows: prospects of restoration. *Applied Vegetation Science* 3: 51-64.
- Janvier, C., F. Villeneuve, C. Alabouvette, V. Edel-Hermann, T. Mateille & C. Steinberg. Soil health through soil disease suppression : which strategy from from descriptors to indicators ? *Soil Biology & Biochemistry* 39: 1-23.
- Jarecki, M.K., Lal, R. 2003. Crop management for soil carbon sequestration. *Critical Reviews in Plant Sciences* 22: 471-502.
- Jo, H.-K. & E. McPherson (1995) Carbon storage and flux in urban residential greenspace.. *J. Environmental Manage.* 45: 109-133..
- Joergensen, R.G., Emmerling, C. 2006. Methods for evaluating human impact on soil microorganisms based on their activity, biomass, and diversity in agricultural soils. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 169: 295-309.
- Johansson, J.F., Paul, L.R., Finlay, R.D. 2004. Microbial interactions in the mycorrhizosphere and their significance for sustainable agriculture. *FEMS Microbiology Ecology* 48: 1-13.
- Katan, J. 2000. Physical and cultural methods for the management of soil-borne pathogens. *Crop Protection* 19: 725-731.
- Kemmers RH, van Delft SPJ, Sival FP & Jansen PC (2003). Effecten van bevloeiing op de basen- en voedingstoestand van verzuurde en verdroogde beekdalgraslanden; Mogelijkheden van bevloeiing als effectgerichte maatregel. *Alterra-rapport 748*, 66 pp.
- Kemmers, R.H., van Delft, S.P.J. (2003). Evaluatie van basen- en voedingstoestand tien jaar na herstelmaatregelen in enkele OBN-referentieprojecten van natte schraalgraslanden. *Alterra-rapport 784*.
- Kibblewhite, M.G., Ritz, K., Swift, M.J. 2008. Soil health in agricultural systems *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 363: 685-701.
- Kirchmann, H., Bergström, L., Käätterer, T., Mattsson, L., Gesslein, S. 2007. Comparison of long-term organic and conventional crop-livestock systems on a previously nutrient-depleted soil in Sweden. *Agronomy Journal* 99: 960-972.
- Kleijn D, Bekker RM, Bobbink R, de Graaf MCC, Roelofs JGM (2008). In search for key biochemical factors affecting plant species persistence in heathland and acidic grasslands: a comparison of common and rare species. *Journal of Applied Ecology* 45: 680-687.
- Klok, C., P. Römken & J.H. Faber (2004) Risicobeheer. Kwetsbaarheid en kansrijkdom van natuurdoelen op verontreinigde bodems. *Rapport nr. 908*, Alterra, Wageningen.
- Knudsen, M.T., Kristensen, I.S., Berntsen, J., Petersen, B.M., Kristensen, E.S. 2006. Estimated N leaching losses for organic and conventional farming in Denmark. *Journal of Agricultural Science* 144: 135-149.
- Koopmans C.J., F.W. Smeding, M. Rutgers, J. Bloem & N. van Eekeren (2006) Biodiversiteit en bodembeheer in de landbouw. *Louis Bolk Instituut, Driebergen, LBI rapport nr. LB14*.

- Körschens, M. 2006. The importance of long-term field experiments for soil science and environmental research - A review. *Plant, Soil and Environment* 52 (SPEC. ISS.):1-8.
- Korthals, G.W. J.H.M. Visser & L.P.G. Molendijk. 2005. Verbetering van bodemweerstand door middel van biotische en abiotische teeltmaatregelen. *Gewasbescherming* 35: 6-8.
- Kozak J (1996). Soil organic matter as a factor influencing the fate of organic chemicals in the soil environment. In A. Piccolo (Ed.): *Humic Substances in Terrestrial Ecosystems*. Elseviers Science BV.
- Kramer, S.B., Reganold, J.P., Glover, J.D., Bohannon, B.J.M., Mooney, H.A. 2006. Reduced nitrate leaching and enhanced denitrifier activity and efficiency in organically fertilized soils. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 103: 4522-4527.
- Krupinsky, J.M., K.L. Bailey, M.P. McMullen, B.D. Gossen & T.K. Turkington. 2002. Managing plant disease risk in diversified cropping systems. *Agronomy Journal* 94: 198-209.
- Kuikman, P.J. (2004) Soil organic matter. In: P.F.A.M. Römkens & O. Oenema (eds.) *Quick scan soils in the Netherlands. Overview of the soil status with references to the forthcoming EU Soil Strategy*. Alterra-rapport 948, Wageningen, 96 pp.
- Kuikman, P.J., W.J.M. de Groot, R.F.A. Hendriks, J. Verhagen & F. de Vries (2003) Stocks of C in soils and emissions of CO₂ from agricultural soils in the Netherlands. *Alterra-rapport 561*, Wageningen.
- Lal, R. 2008. Soils and sustainable agriculture. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 28: 57-64.
- Lal, R., M. Griffin, J. Apt, L. Lave & M.G. Morgan (2004) Managing soil carbon. *Science* 304: 393.
- Lal, R., J. M. Kimble, R.F. Follett & C.V. Cole (1998) The potential of U.S. cropland to sequester carbon and mitigate the greenhouse effect. *Lewis Publ. Chelsea, MI*.
- Lal, R., R.F. Follett & J.M. Kimble (2003) Achieving soil carbon sequestration in the United States: a challenge to the policy makers. *Soil Science* 168: 827-845.
- Lamers L, Lucassen E, Smolders F, Roelofs J (2005). Fosfaat als adder onder het gras bij 'nieuwe natte natuur'. *H2O* 17: 28-30.
- Lamers, J. & K. Westerdijk. 2005 Toepassingmogelijkheden van ziektevering in de praktijk. *Gewasbescherming* 36: 193-197.
- Landsberg JJ & Gower ST (1997). Soil organic matter and decomposition. In *Landsberg JJ and Gower ST: Applications of Physiological Ecology to Forest Management*, pp 161-184.
- Larson, W.E., Clapp, C. E., Pierre W.H. & Morachan Y.B. (1972) Effects of increasing amounts of organic residues on continuous corn: II.Organic carbon, nitrogen, phosphorus and sulfur. *Agronomy J.* 64: 204–208.
- Laskowski R, Berg B, Caswell H (2006). Anthropogenic impacts on litter decomposition and soil organic matter. In: *Litter decomposition: a guide to carbon and nutrient turnover*, 38. Academic Press.
- Lawrence, A.P., Bowers, M.A., 2002. A test of the 'hot' mustard extraction method of sampling earthworms. *Soil Biol. Biochem.* 34, 549–552.
- Lehmann, J. (2007) A handful of carbon. *Nature* 447: 143-144.
- Lehmann, J. (Website dd.oktober 2008)

- http://www.css.cornell.edu/faculty/lehmann/terra_preta/Flyer%20terra%20pr eta%20landuse%20strategy.pdf
- Locke, M.A., Bryson, C.T. 1997. Herbicide-soil interactions in reduced tillage and plant residue management systems. *Weed Science*45: 307-320.
- Lucassen, E. & J. Roelofs (2005) Vernatten met beleid: lessen uit het recente verleden. *Natuurhistorisch Maandblad* 94(november): 211-215.
- MA (2005) Rashid Hassan, Robert Scholes & Neville Ash (Eds.) Millennium Ecosystem Assessment, Volume 1: Current State & Trends Ecosystems and Human Well-being:
- Mäder, P., Fließbach, A., Dubois, D., Gunst, L., Fried, P., Niggli, U. (2002) Soil fertility and biodiversity in organic farming. *Science* 296: 1694-1697.
- Manale, A.P. (2007) Soil carbon and the mitigation of the risks of flooding. In: Kimble, J.M., C. W. Rice, D. Reed, S. Mooney, R.F. Follett & R. Lal (Eds.) *Soil Carbon Management, Economic, Environmental and Societal Benefits*. CRC Press, Boca Raton, pp.199-207.
- Marinissen, J.C.Y. (1996) Earthworms, soil-aggregates and organic matter decomposition in agro-ecosystems in the Netherlands. PhD thesis, University of Wageningen.
- Marris, E. (2006) Black is the new green. *Nature* 442: 624-626.
- Mazzola, M. 2002. Mechanisms of natural soil suppressiveness to soilborne diseases. *Antonie van Leeuwenhoek* 81: 557-564.
- Medina, A., Probanza, A., Gutierrez Mañero, F.J., Azcón, R. 2003. Interactions of arbuscular-mycorrhizal fungi and *Bacillus* strains and their effects on plant growth, microbial rhizosphere activity (thymidine and leucine incorporation) and fungal biomass (ergosterol and chitin). *Applied Soil Ecology* 22: 15-28.
- Meijer zu Schlochtern M & Koop HGJM (2000). Effecten van brand in bos op arme zandgronden., gepubliceerd: Alterra-rapport 160, 94 pp.
- Melillo, J.M., P.A. Steudler, J.D.Aber, K. Newkirk, H. Lux, F.P. Bowles, C. Catricala, A. Magill, T. Ahrens & S. Morrisseau (2002). Soil warming and carbon-cycle feedbacks to the climate system. *Science* 298: 2173-2176.
- Monaco, S., Hatch, D.J., Sacco, D., Bertora, C., Grignani, C. 2008. Changes in chemical and biochemical soil properties induced by 11-yr repeated additions of different organic materials in maize-based forage systems. *Soil Biology and Biochemistry* 40: 608-615.
- Moolenaar, S.W. (2003) De waarde van GFT compost. NMI rapport 283.03, Wageningen.
- Morris SJ, Bohm S, Haile-Mariam S, Pauls EA (2007). Evaluation of carbon accrual in afforested agricultural soils. *Global Change Biology* 13: 1145-1156.
- Nicholson, R.J., Webb, J., Moore, A. 2002. A review of the environmental effects of different livestock manure storage systems, and a suggested procedure for assigning environmental ratings. *Biosystems Engineering* 81: 363-377.
- Nissinen A & Hari P (1998) Effects of nitrogen deposition on tree growth and soil nutrients in boreal Scots pine stands. *Environmental Pollution* 102: 61-68.
- Ogle, S.M., Breidt, F.J., Paustian, K. 2005. Agricultural management impacts on soil organic carbon storage under moist and dry climatic conditions of temperate and tropical regions. *Biogeochemistry* 72: 87-121.

- Olanya, O.M., D.H. Lambert & G.A. Porter. 2006. Effects of pest and soil management systems on potatoe diseases. *American Journal of Potatoe research* 83: 387-408.
- Olness, A. & D. Archer (2005) Effect of organic carbon on available water in soil. *Soil Science* 170: 90-101.
- Oosterbaan A, de Jong JJ & Kuiters AT (2008). Vernieuwing in ontwikkeling en beheer van natuurgraslanden op voormalige landbouwgrond op droge zandgronden. *Alterra-rapport 1669*, 57 pp.
- Oosterbaan A, de Jong JJ & van Raffe JK (2006). Kosteneffectiviteit van beheer van bos- en natuurterreinen; Een onderzoek naar de verhouding tussen kosten en effecten van verschillende maatregelpakketten voor het beheer van droge heide. *Alterra-rapport 1401*, 104 pp.
- Oosterbaan, A., de Jong, J.H., Kuiters, A.T. (2008). Vernieuwing in ontwikkeling en beheer van natuurgraslanden op voormalige landbouwgrond op droge zandgronden. *Alterra-rapport 1669*.
- Orwin, K.H., Wardle, D.A. 2005. Plant species composition effects on belowground properties and the resistance and resilience of the soil microflora to a drying disturbance. *Plant and Soil* 278: 205-221.
- Os, G. van, J. Wijnker & J. van der Bent. 2005. Bodemweerbaarheid tegen schimmels in de bloembollenteelt. *Gewasbescherming* 36: 216-218.
- P.M. van Bodegom, R. Broekman, J. van Dijk, C. Bakker, R. Aerts (2005). Ferrous iron stimulates phenol oxidase activity and organic matter decomposition in waterlogged wetlands. *Biogeochemistry* 76: 69-83.
- Paustian K, Collins H P and Paul E A 1997 Management controls on soil carbon. *In* *Soil Organic Matter in Temperate Agroecosystems*. Eds. E A Paul, K Paustian, E T Elliott & C V Cole. Pp 15–49. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Peters, R.D., A.V. Sturz, M.R. Carter & J.B. Sanderson. 2003. Developing disease-suppressive soils through crop rotation and tillage management practices. *Soil & Tillage Research* 72: 181-192.
- Piek H (1998). The practical use of grazing in nature reserves in The Netherlands. In: MF Wallis de Vries, JP Bakker & SE van Wieren (Eds.), *Grazing and conservation management*. Conservation Biology Series. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht 253-272.
- Pierzynski, G., D.Devlin & J. Neel (2007) Environmental and ecological benefits of soil carbon management: surface water quality. In: Kimble, J.M., C. W. Rice, D. Reed, S. Mooney, R.F. Follett & R. Lal (Eds.) *Soil Carbon Management, Economic, Environmental and Societal Benefits*. CRC Press, Boca Raton, pp.209-233.
- Pimentel, D., Hepperly, P., Hanson, J., Douds, D., Seidel, R. (2005) Environmental, energetic, and economic comparisons of organic and conventional farming systems. *BioScience* 55: 573-582.
- Polyakova O, Billor N (2007). Mpaact of deciduous tree species on litterfall quality, decomposition rates and nutrient recirculation in pine stands. *Forest Ecology and Management* 253: 11-18.
- Postma, J. & M.T. Schilder. 2005. Bodemweerbaarheid tegen *Rhizoctonia solani* AG 2-1 in bloemkool. *Gewasbescherming* 36: 208-211

- Postma-Blaauw, M.B. (2008) Soil biodiversity and nitrogen cycling under agricultural (de)intensification. Thesis Wageningen University, 198 pp.
- Pretty, J. 2008. Agricultural sustainability: Concepts, principles and evidence. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 363: 447-465.
- Reijneveld, A.J. van Wensem & O. Oenema (in rev.) Trends in soil organic carbon content of agricultural land in the Netherlands between 1984 and 2004. *Geoderma*.
- Rhoton, F.E., Bruce, R.R., Buehring, N.W., Elkins, G.B., Langdale, C.W. & Tyler, D.D. (1993) Chemical and physical characteristics of four soil types under conventional and *no tillage* systems. *Soil Till. Res.* 28: 51-61.
- RIZA. 2004. Natuurontwikkeling op verontreinigde grond in het rivierengebied. Vuistregels voor het beperken van doorvergiftiging. Brochure, RIZA, Lelystad.
- Rizhiya, E., C Bertora, P.C.J. van Vliet, P.J. Kuikman, J.H. Faber & J.W. van Groenigen (2007) Earthworm activity as a determinant for N₂O emission from crop residue. *Soil Biology and Biochemistry* 39 (8):2058 - 2069.
- Rosen, C.J., Allan, D.L. 2007. Exploring the benefits of organic nutrient sources for crop production and soil quality. *HortTechnology* 17: 422-430.
- Rutgers M., A.M.P. Kuiten & L. Brussaard (2007b) Prestaties van de bodem in de Hoekse Waard – nulmeting en toepassing van een referentie voor biologische bodemkwaliteit (RBB). Briefrapport RIVM 607020001, 44 pp.
- Rutgers M., C. Mulder, A.J. Schouten, J. Bloem, J.J. Bogte, A.M. Breure, L. Brussaard, R.G.M. de Goede, J.H. Faber, G.A.J.M. Jagers op Akkerhuis, H. Keidel, G.W. Korthals, F.W. Smeding, C. ter Berg, & N. van Eekeren (2007a) Typering van bodemecosystemen in Nederland met tien referenties voor biologische bodemkwaliteit. RIVM Rapport 607604008/2007, 96 pp.
- Rutgers M., C. Mulder, A.J. Schouten, J.J. Bogte, A.M. Breure, J. Bloem, G.A.J.M. Jagers op Akkerhuis, J.H. Faber, N. van Eekeren, F.W. Smeding, H. Keidel, R.G.M. de Goede & L. Brussaard (2005). Typering van bodemecosystemen- Duurzaam bodemgebruik met referenties voor biologische bodemkwaliteit. RIVM Rapport 607604007, 105 pp.
- Scheller, E., Raupp, J. 2005. Amino acid and soil organic matter content of topsoil in a long term trial with farmyard manure and mineral fertilizers. *Biological Agriculture and Horticulture* 22: 379-397.
- Schils, R.L.M., Kok, I. 2003. Effects of cattle slurry manure management on grass yield. *Neth. J. Agric. Sci.* 51: 41-65.
- Schneider, J.H.M., Y. Bakker & C.E. Westerdijk. 2005. Bodemweerstand tegen *Rhizoctonia solani* AG 2-IIIB is onafhankelijk van rotatie. *Gewasbescherming* 36: 198-199.
- Schrijver A. de, Verheyen K, Mertens J, Staelens J, Wuyts K, Muys B (2008). Nitrogen saturation and net ecosystem production. *Nature* 451: E1 (\$\$)
- Šebek L., P. Kuikman & P. Vriesekoop (2008) Klimaat en veehouderij; Inzichten vanuit het onderzoek van Wageningen UR, mede naar aanleiding van de film 'Meat the Truth'. Notitie Wageningen UR, Wageningen, april 2008. 15 pp.
- Šebek, L.B.J. en R.L.M. Schils. 2006. Verlaging van methaan- enachgasemissie uit de Nederlandse melkveehouderij. Implementatie van reductiemaatregelen op

- praktijkbedrijven binnen project Koeien & Kansen. Rapport 16. Animal Sciences Group, Wageningen UR.
- Sexstone A.J., Revsbech N.P., Parkin T.B., Tiedje J.M. (1985) Direct measurement of oxygen profiles and denitrification rates in soil aggregates, *Soil Sci. Soc. Am. J.* 49: 645–651.
- Seybold , C.A. & J.E. Herrick (2001) Aggregate stability kit for soil quality assessments. *Catena* 44: 37–45.
- Singh, B., Chanasyk, D.S., McGill, W.B. & Nyborg, M.P.K. (1994) Residue and tillage management effects on soil properties on a typic cryoboroll under continuous barley. *Soil Till. Res.* 32: 117-133.
- Six, J., C. Feller, K. Denef, S.M. Ogle, J.C. de Moraes S, A. Albrecht (2002b) Soil organic matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils – Effects of *no tillage*. *Agronomie* 22 755–775.
- Six, J., R. T. Conant, E. A. Paul & K. Paustian (2002a) Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. *Plant and Soil* 241: 155–176.
- Smeding, F., M. Zanen & T. Schouten (2008) Bodemkwaliteit Drenthe, 1-jarige pilot Referenties Biologische Bodemkwaliteit. Rapport Louis Bolkinstituut nr LB21.
- Smith, P., Goulding, K.W., Smith, K.A., Powlson, D.S., Smith, J.U., Falloon, P., Coleman, K. 2001. Enhancing the carbon sink in European agricultural soils: Including trace gas fluxes in estimates of carbon mitigation potential. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 60: 237-252.
- Smith, P., Martino, D., Cai, Z., Gwary, D., Janzen, H., Kumar, P., McCarl, B., Ogle, S., O'Mara, F., Rice, C., Scholes, B., Sirotenko, O., Howden, M., McAllister, T., Pan, G., Romanenkoy, V., Schneider, U., Towprayoon, S., Wattenbach, M., Smith, J. 2008. Greenhouse gas mitigation in agriculture. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 363: 789-813.
- Smolders, A., E. Lucassen, H. Tomassen, L. Lamers & J. Roelofs (2006) De problematiek van fosfaat voor natuurbeheer. *Vakblad Natuur Bos Landschap* 3(4): 5-11.
- Soane BD (1990). The role of organic matter in soil compactibility: a review of some practical aspects. *Soil & Tillage Research* 16: 179-201.
- Solberg E D, Nyborg M, Izaurrealde R C, Malhi S S, Janzen H H & Molina-Ayala M (1997) Carbon Storage in soils under continuous cereal grain cropping: N fertilizer and straw. *In* Management of Carbon Sequestration in Soil. Eds. R. Lal, J M Kimble, R F Follett and B A Stewart. pp 235–254. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Solberg E D, Nyborg M, Izaurrealde R C, Malhi S S, Janzen H H and Molina-Ayala M 1997 Carbon Storage in soils under continuous cereal grain cropping: N fertilizer and straw. *In* Management of Carbon Sequestration in Soil. Eds. R. Lal, J M Kimble, R F Follett and B A Stewart. pp 235–254. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Sollins P, Homann P, Caldwell BA (1996). Stabilization and destabilization of soil organic matter: mechanisms and controls. *Geoderma* 74: 65-105.
- Solomon, D., J. Lehmann, J. Thies, Th. Schäfer, B. Liang, J. Kinyangi, E. Neves, J. Petersen, F. Luizao & J. Skjemstad (2007) Molecular signature and sources of biochemical recalcitrance of organic C in Amazonian Dark Earths, *Geochemica et Cosmochemica ACTA* 71: 2285-2286.

- Sombroek, W.G. (1966) Amazon soils: a reconnaissance of the soils of the Brazilian Amazon region. Wageningen: Centre for Agricultural Publications and Documentation. 292 pp.
- Sommer, S.G, Hutchings, N.J. 2001. Ammonia emission from field applied manure and its reduction - Invited paper. *European Journal of Agronomy* 15: 1-15.
- Stirling, G.R. 2008. The impact of farming systems on soil biology and soilborne diseases: examples from the Australian sugar and vegetable industries – the case for better integration of sugarcane and vegetable production and implications for future research. *Australasian Plant Pathology* 37: 1-18.
- Stumpel, A.H.P. (1985): Het beheer van reptielbiotopen. *De Levende Natuur* 86(6): 212-218; 87(1): 32.
- Stumpel, T. [A.H.P.] (2005): Heidebeheer moet anders voor reptielen. *De Levende Natuur* 106(5): 229-231.
- Stumpel, A.H.P., J.J.C. van der Pol, T.C. Klok & N.W. van den Brink. 2007. Neveneffecten op fauna van maatregelen bij inrichting en beheer van (verontreinigde) terreinen. Rapport nr. 1453, Alterra, Wageningen.
- Stuurgroep Bodem (2006) Duurzaam bodemgebruik in de landbouw; een beoordeling van agrarisch bodemgebruik in Nederland. Rapport opgesteld door het ministerie van VROM, het ministerie van LNV en SenterNovem Bodem+. 50 pp + bijl.
- Sullivan, P. 2004. Sustainable management of soil-borne plant diseases. *Soil systems guide*. <http://www.attra.ncat.org>, 16 p.
- Swift, M.J., Izac, A.-M.N., Van Noordwijk, M. 2004. Biodiversity and ecosystem services in agricultural landscapes - Are we asking the right questions? *Agriculture, Ecosystems and Environment* 104: 113-134.
- TCB (2000) Advies Rol en betekenis bodemecosystemen in relatie tot NMP-4 en de Vijfde nota Ruimtelijke Ordening. Briefadvies TCB S33(2000), Den Haag, 7 juni 2000, 4 pp.
- TCB (2003) Advies duurzamer bodemgebruik op ecologische grondslag. Technische Commissie Bodembescherming, TCB A33(2003), Den Haag. 94 pp.
- TCB (2005) Advies Duurzamer bodemgebruik in de landbouw. Technische Commissie Bodembescherming TCB A36(2005), Den Haag.
- Tebrügge, F. & Wagner, A. (1995) Soil structure and trafficability after long-term application of *no tillage*. In: Tebrügge, F. & Böhrnsen, A. (Eds.), Experience with the Applicability of No-tillage Crop Production in the West-European countries. Proceedings of the Second Workshop, 15±17 May, Silsoe, UK. Wissenschaftlicher Fachverlag, Giessen, pp. 49-57.
- Termorshuizen, A.J., E. van Rijn, D.J. van der Gaag, C. Alabouvette, Y. Chen, J. Lagerlöf, A.A. Malandrakis, E.J. Paplomatas, B. Rämert, J. Ryckeboer, C. Steinberg & S. Zmora-Nahum. 2006. Suppressiveness of 18 composts against 7 pathosystems: variability in pathogen response. *Soil Biology & Biochemistry* 38: 2461-2477.
- Theodorou, C. & Bowen, G.D., (1990). Effects of fertilizer on litterfall and N and P release from decomposing litter in a *Pinus radiata* plantation. *Forest Ecology and Management*, 32: 87-102.

- Tobor-Kaplun, M.A., Bloem, J., De Ruiter, P.C. 2006. Functional stability of microbial communities from long-term stressed soils to additional disturbance. *Environmental Toxicology and Chemistry* 25: 1993-1999.
- Tonitto, C., David, M.B., Drinkwater, L.E. 2006. Replacing bare fallows with cover crops in fertilizer-intensive cropping systems: A meta-analysis of crop yield and N dynamics *Agriculture, Ecosystems and Environment* 112: 58-72.
- Trewavas, A. 2001. Urban myths of organic farming. *Nature* 410: 409-410.
- Trumbore, S.E. (1997) Potential responses of soil organic Carbon to global environmental change. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 94: 8284-8291.
- Truu, M., Truu, J., Ivask, M.. 2008. Soil microbiological and biochemical properties for assessing the effect of agricultural management practices in Estonian cultivated soils. *European Journal of Soil Biology* 44: 231-237.
- Tu, C., Booker, F.L., Watson, D.M., Chen, X., Rufty, T.W., Shi, W., Hu, S. 2006. Mycorrhizal mediation of plant N acquisition and residue decomposition: Impact of mineral N input. *Global Change Biology*, 12 (5), pp. 793-803.
- Vedrova EF, Pleshikov FI, Kaplunov VY (2006). Net ecosystem production of boreal larch ecosystems on the Yenisei transect. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 11: 173-190.
- Veen MP van, van Tol S, van Esbroek MLP, Noordijk E, de Knecht B & van Hinsbergen A (2004). Milieu-indicatoren op basis van het Landelijk Meetnet Flora- Milieu- en Natuurkwaliteit. Wageningen, Achtergronddocument bij Natuurbalans 2004.
- Vellinga, Th.V., A. van den Pol-van Dasselaar & P.J. Kuikman (2004) The impact of grassland ploughing on CO₂ and N₂O emissions in the Netherlands. *Nutrient Cycling and Agroecosystems* 70: 33 - 45
- Velthof, G.L., Kuikman, P. & Oenema, O. (2002) Nitrous oxide emission from soils amended with crop residues. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 62: 249–261.
- Verloop, J., Boumans, L.J.M., Van Keulen, H., Oenema, J., Hilhorst, G.J., Aarts, H.F.M., Sebek, L.B.J. 2006. Reducing nitrate leaching to groundwater in an intensive dairy farming system. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 74: 59-74.
- Visser, A., P.C. Leendertse, D.J. den Boer & A. J. Termorshuizen (2008) Gereedschapskist voor biodiversiteit en landbouw. Een definitiestudie. CLM Publicatienummer CLM 676-2008, CLM Onderzoek en Advies en NMI, 15 pp + bijl.
- Vliet, P.C.J. van & R.G.M. de Goede. 2006. Effects of slurry application methods on soil fauna communities in permanent grassland. *European Journal of Soil Biology* 42: 348–353
- Vosman, B., H. Baveco, E. den Belder, J. Bloem, K. Booi, G. Jagers op Akkerhuis, J. Lahr, J. Postma, K. Verloop & J. Faber (2007) Agrobiodiversiteit. Kansen voor een duurzame landbouw. Rapport 165, Plant Research International & Alterra, Wageningen UR, Wageningen.
- Vries, F. De, Kuikman, P.J., 2007. Vanishing peat soils in the Netherlands. *Bodem*, (in press).
- Vries, F.T. De, E. Hoffland, N. Van Eekeren, L. Brussaard and J. Bloem (2006) Fungal/bacterial ratios in grasslands with contrasting management. *Soil Biology and Biochemistry* 38, 2092-2103.

- Vries, F.T. De, J. Bloem, N. van Eekeren, L. Brussaard and E. Hoffland. 2007. Fungal biomass in pastures increases with age and reduced N input. *Soil Biology and Biochemistry* 39, 1620-1630.
- VROM (2001a) Ruimte maken, Ruimte delen. Vijfde Nota Ruimtelijke Ordening 2000/2020. Den Haag.
- VROM (2001b) Een wereld een wil: werken aan duurzaamheid. Nationaal Milieubeleidsplan 4 (NMP4), Kenmerk 14548/176, Ministerie van VROM, Den Haag.
- VROM (2002) Beoordelingskader biodiversiteit, een hulpmiddel voor analyse. Ministerie van VROM, Den Haag. <http://www.vrom.nl/pagina.html?id=2706&sp=2&dn=w421>
- VROM (2003) Beleidsbrief Bodem. Kenmerk BWL/2003 096250, Ministerie van VROM, Den Haag.
- VROM, LNV & SenterNovem Bodem+ (2006) Duurzaam bodemgebruik in de landbouw; een beoordeling van agrarisch bodemgebruik in Nederland.
- Wal, A. van der, N. van Eekeren & M. Rutgers (2008) Een verkennende literatuurstudie over het effect van bodembeheer op ecosysteemdiensten. RIVM Rapport 607604010/2008.
- Wal, A. van der, N. van Eekeren, M. Rutgers. 2007. Een verkennende literatuurstudie over het effect van bodembeheer op ecosysteemdiensten. RIVM Rapport 607604010/2007. RIVM, Bilthoven.
- West T.O.& G. Marland (2002) A synthesis of carbon sequestration, carbon emissions, and net carbon flux in agriculture: comparing tillage practices in the United States, *Agric. Ecosyst. Environ.* 91: 217–232.
- Wilkins, R.J. 2008. Eco-efficient approaches to land management: A case for increased integration of crop and animal production systems. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 363: 517-525.
- Woike M (1997). Biotopen pflegen mit Schafen. Landesastalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten, Düsseldorf. 62 pp.
- Zaborski E.R. (2003) Allyl isothiocyanate: an alternative chemical expellant for sampling earthworms. *Applied Soil Ecology* 22: 87–95
- Zachmann, J.E., Linden, D.R. & Clapp, C.E. (1987) Macroporous infiltration and redistribution as affected by earthworms, tillage and residue. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 51: 1580-1586.
- Zelenev, V.V., van Bruggen, A.H.C., Leffelaar, P.A., Bloem, J., Semenov, A.M. 2006. Oscillating dynamics of bacterial populations and their predators in response to fresh organic matter added to soil: The simulation model 'BACWAVE-WEB'. *Soil Biology and Biochemistry* 38: 1690-1711.

Bijlage 1 Millennium Assessment: ecosystem services

Bron:

<http://www.greenfacts.org/en/ecosystems/millennium-assessment-2/2-ecosystem-services.htm#0>

Ecosystem Services are the benefits people obtain from ecosystems. These include provisioning, regulating, and cultural services that directly affect people and supporting services needed to maintain other services (CF-2). Many of the services listed here are highly interlinked (Primary production, photosynthesis, nutrient cycling, and water cycling, for example, all involve different aspects of the same biological processes.)

Provisioning Services

These are the products obtained from ecosystems, including:

Food

This includes the vast range of food products derived from plants, animals, and microbes.

Fibre

Materials such as wood, jute, cotton, hemp, silk, and wool.

Fuel

Wood, dung, and other biological materials serve as sources of energy.

Genetic resources

This includes the genes and genetic information used for animal and plant breeding and biotechnology.

Biochemicals, natural medicines, and pharmaceuticals

Many medicines, biocides, food additives such as alginates, and biological materials are derived from ecosystems.

Ornamental resources

Animal and plant products, such as skins, shells and flowers are used as ornaments and whole plants are used for landscaping and ornaments.

Freshwater

People obtain freshwater from ecosystems and thus the supply of freshwater can be considered a provisioning service. Freshwater in rivers is also a source of energy. Because water is required for other life to exist, however, it could also be considered a supporting service.

Regulating Services

These are the benefits obtained from the regulation of ecosystem processes, including:

Air quality regulation

Ecosystems both contribute chemicals to and extract chemicals from the atmosphere, influencing many aspects of air quality.

Climate regulation

Ecosystems influence climate both locally and globally. For example, at a local scale, changes in land cover can affect both temperature and precipitation. At the global scale, ecosystems play an important role in climate by either sequestering or emitting greenhouse gases.

Water regulation

The timing and magnitude of runoff, flooding, and aquifer recharge can be strongly influenced by changes in land cover, including, in particular, alterations that change the water storage potential of the system, such as the conversion of wetlands or the replacement of forests with croplands or croplands with urban areas.

Erosion regulation

Vegetative cover plays an important role in soil retention and the prevention of landslides.

Water purification and waste treatment

Ecosystems can be a source of impurities (e.g., in fresh water) but also can help to filter out and decompose organic wastes introduced into inland waters and coastal and marine ecosystems and assimilate and detoxify compounds through soil and sub-soil processes.

Disease regulation

Changes in ecosystems can directly change the abundance of human pathogens, such as cholera, and can alter the abundance of disease vectors, such as mosquitoes.

Pest regulation

Ecosystem changes affect the prevalence of crop and livestock pests and diseases.

Pollination

Ecosystem changes affect the distribution, abundance, and effectiveness of pollinators.

Natural hazard regulation

The presence of coastal ecosystems such as mangroves and coral reefs can reduce the damage caused by hurricanes or large waves.

Cultural Services

These are the nonmaterial benefits people obtain from ecosystems through spiritual enrichment, cognitive development, reflection, recreation, and aesthetic experiences, including:

Cultural diversity

The diversity of ecosystems is one factor influencing the diversity of cultures.

Spiritual and religious values

Many religions attach spiritual and religious values to ecosystems or their components.

Knowledge systems (traditional and formal)

Ecosystems influence the types of knowledge systems developed by different cultures.

Educational values

Ecosystems and their components and processes provide the basis for both formal and informal education in many societies.

Inspiration

Ecosystems provide a rich source of inspiration for art, folklore, national symbols, architecture, and advertising.

Aesthetic values

Many people find beauty or aesthetic value in various aspects of ecosystems, as reflected in the support for parks, scenic drives, and the selection of housing locations.

Social relations

Ecosystems influence the types of social relations that are established in particular cultures. Fishing societies, for example, differ in many respects in their social relations from nomadic herding or agricultural societies.

Sense of place

Many people value the "sense of place" that is associated with recognized features of their environment, including aspects of the ecosystem.

Cultural heritage values

Many societies place high value on the maintenance of either historically important landscapes ("cultural landscapes") or culturally significant species.

Recreation and ecotourism

People often choose where to spend their leisure time based in part on the characteristics of the natural or cultivated landscapes in a particular area.

Supporting Services

Supporting services are those that are necessary for the production of all other ecosystem services. They differ from provisioning, regulating, and cultural services in that their impacts on people are often indirect or occur over a very long time, whereas changes in the other categories have relatively direct and short-term impacts on people. (Some services, like erosion regulation, can be categorized as both a

supporting and a regulating service, depending on the time scale and immediacy of their impact on people).

Soil Formation

Because many provisioning services depend on soil fertility, the rate of soil formation influences human well-being in many ways.

Photosynthesis

Photosynthesis produces oxygen necessary for most living organisms.

Primary Production

The assimilation or accumulation of energy and nutrients by organisms.

Nutrient cycling

Approximately 20 nutrients essential for life, including nitrogen and phosphorus, cycle through ecosystems and are maintained at different concentrations in different parts of ecosystems.

Water cycling

Water cycles through ecosystems and is essential for living organisms.

Bijlage 2 Opmerkingen bij referentiebeelden RBB

Bos op zand

Binnen de 20 locaties 'bos op zandgrond' zijn de volgende locaties geselecteerd als referentiebeeld voor biologische bodemkwaliteit:

Boswachterij Dorst	NBr	Den (<i>Picea omorica?</i>) Zeer dicht bos, geen ondergroei Dennen (Oostenrijkse den?)
Leusderheide (Leusden)	Ut	Ondergroei Amerikaanse vogelkers, vossenbes, gras, mos Douglasspar, beuk
Diffelerveld (Rheezerveen)	Ov	Ondergroei Douglasspar Douglasspar
Schotkamp (Kootwijk)	Gld	Ondergroei mos, varens.

Deze referentiebeelden zijn geselecteerd om ontwikkelingen in de richting van duurzame natuur aan te geven. Op basis van de gebruikte selectiecriteria zijn in de huidige selectie alleen naaldbossen opgenomen. Veel naaldbossen hebben een dikke organische laag op de bodem, hetgeen positief doorwerkt op de beoordeling van verschillende ecosysteemdiensten. Een dikkere humuslaag hangt veelal samen met oud bos, met een ligging in het noordelijke deel van Nederland en met wat zuurdere humus.

De overige 16 bossen buiten de bovengenoemde als positief beoordeelde selectie omvatten 2 loofbossen, 7 gemengde bossen en 7 naaldbossen. Van deze 7 naaldbossen zijn er 3 met relatief goed verteerbare naaldsoorten (*Larix*, *Douglas*).

Het nastreven van de gunstige toestand van de vier geselecteerde (naald-)bossen zal naar verwachting in andere bossen leiden tot het stimuleren van ecosysteemdiensten en ecosysteemherstel. Hierbij moet wel worden opgemerkt dat de diversiteit van de flora en fauna in naaldbossen kan verschillen van die in loofbossen. Daarom is naast een functionele benadering van ecosysteemdiensten ook aandacht nodig voor de habitat functie en het diversiteitsbehoud. De conclusie is dus niet, dat overal de aanplant van naaldbos moet worden gestimuleerd.

Heide

Binnen de 10 locaties 'heide op zandgrond' zijn de volgende locaties geselecteerd als referenties voor biologische bodemkwaliteit:

Borkeld-2004	Markelo	Callunetum + Ericetum (vochtig tot nat)
Tongerense Heide-2004	Epe	Vaccinio-Callunetum (droog)
Sallandse Heuvelrug-2004	Nijverdalen	Vaccinio-Callunetum (droog)
Echten Zand-2004	De Wolden	Callunetum (droog)

Van de overige zes locaties met heide zijn er twee met een vochtige tot natte bodem en vier met een droge bodem.

Hoewel bovenstaande referentielocaties een goede afspiegeling zijn van alle heides op zand, kan het stimuleren van ecosysteemdiensten in droge heide andere maatregelen vereisen dan in natte heide. Bovendien kan het effect van maatregelen op

ecosysteemdiensten veranderen tijdens de ontwikkeling van jonge heide naar oude heide.

Halfnatuurlijk gras op zand

Binnen de 10 locaties 'halfnatuurlijk gras op zand' van het RBB zijn de volgende 6 locaties geselecteerd als referenties voor biologische bodemkwaliteit:

Allemskamp	(242) blauwgrasland (matig voedselarm)
	(243) halfnatuurlijke vochtige tot natte graslanden op matig voedselrijke
De Flesch Pannenhoef	gronden
	(243) halfnatuurlijke vochtige tot natte graslanden op matig voedselrijke
Heerenbeek	gronden
	(243) halfnatuurlijke vochtige tot natte graslanden op matig voedselrijke
Hondstong (Assen)	gronden
	(243) halfnatuurlijke vochtige tot natte graslanden op matig voedselrijke
Hopmeerweg	gronden
b.w. Exloo	(411) grasland en hooiland (relatief voedselrijk, agrarisch gebied)

De referentie bevat in de huidige vorm graslanden van zeer verschillende typen, variërend van matig voedselarm blauwgrasland tot voedselrijk gras/hooiland. Deze typen zijn ecologisch zo verschillend, dat het nastreven van eenvormige maatregelen ter bevordering van ecosysteemdiensten niet is aan te bevelen omdat daarmee zou worden voorbijgegaan aan de specifieke randvoorwaarden voor aanwezige flora en fauna.

Van de overige vier locaties zijn er twee halfnatuurlijke vochtige tot natte graslanden op matig voedselrijke gronden en is er een agrarisch grasland en hooiland en een halfnatuurlijk droog grasland op matig voedselrijke grond. De gekozen referentie is hiermee representatief voor de overige locaties.

