

RIVM rapport 607604001

**Pilotproject Bodembioologische Indicator voor
Life Support Functies van de bodem**

A.J. Schouten, J. Bloem², A.M. Breure, W.A.M.
Didden¹, M. van Esbroek, P.C. de Rooter⁴,
M. Rutgers, H. Siepel³ en H. Velvis²

december 2000

¹ Leerstoelgroep Bodembioologie en Biologische Bodemkwaliteit, Wageningen UR

² Expertisegroep Contaminanten in de Bodem, Alterra, Wageningen

³ Afdeling Ecologie en Milieu, Alterra, Wageningen

⁴ Milieu Wetenschappen Universiteit van Utrecht

Dit onderzoek werd verricht in opdracht en ten laste van het Directoraat-Generaal Milieubeheer, Directie Stoffen Veiligheid en Straling in het kader van project 607604, Gezondheid Ecosystemen.

Abstract

Environmental policy shows a growing interest in instruments to measure and predict the quality of ecosystems in relation to the influence of human activities. Keywords in this respect are 'sustainable development', and 'sustainable use of biodiversity'. In the Netherlands, policy regarding biodiversity is based on the 'classical' approaches, such as the protection of endangered species and nature areas. However, governmental concern is growing whether this approach is sufficient to attain a sustainable use of ecosystems, e.g. the agricultural use of soils. The research initiative is related to the Treaty on Biological Diversity adopted in Rio de Janeiro (UNCED 1992).

This report presents the results of a pilot- project in which an indicator system for biological soil quality was tested in a soil-monitoring network (in 1997: 20 grasslands on clay soil and 17 horticultural farms). The indicator system should produce an integrated view of the ecological state of the soil in relation to specific Life Support Functions (production, mineralization, nutrient cycling, etc.). Indicator groups were nematodes, earthworms, enchytraeids, potential nitrification, diversity of microbial functions (Biolog-system), bacterial growth rate and biomass. Identification of the mite fauna and complete food web sampling were performed on a limited number of sites.

Some ways to integrate soil biological parameters into an aggregated presentation format (AMOEBE and Soil Quality Index) are presented. Additionally, problems of choice, like proper references or policy targets, are discussed. It is recommended to extend the biological-monitoring program to more soil types and land use forms and to collect a database with the opportunity to derive statistical habitat-responses relationships and to develop a prognostic instrument.

Voorwoord

In 1997/'98 is een pilot-project uitgevoerd, aansluitend op een bureaustudie naar de mogelijkheden voor een indicatorsysteem voor de Life Support Functies (regulatie functies) van de bodem. Het pilotproject had tot doel het voorgestelde systeem in de praktijk te testen. Het onderzoek is gedaan in opdracht van de (voormalige) Directie Stoffen Veiligheid en Straling van VROM-DGM. Evenals in de voorafgaande definitiefase is dit multidisciplinaire en beleidsgerichte product tot stand gekomen door nauwe samenwerking tussen meerdere instituten. De gecompliceerde problematiek van de rol van biodiversiteit in het functioneren van ecosystemen is alleen aan te pakken door de bundeling van specifieke expertise. Binnen de organisatiestructuur van het RIVM Meerjaren Activiteiten Programma is het onderzoek uitgevoerd als deelproject binnen het MAP-Milieu project Functionele Biodiversiteit c.q. Gezondheid Ecosystemen. Binnen DLO maakte het deel uit van het programma Bodemkwaliteit en Microbiële Diversiteit c.q. Agrobiodiversiteit. Daarnaast is er verwantschap met het IKC-N project "Biodiversiteit en duurzaam gebruik van graslanden" dat tevens door het (voormalig) AB-DLO werd uitgevoerd. Hierover heeft afstemming plaats gevonden, o.a. door informatie uitwisseling binnen de begeleidingscommissievergaderingen. Het pilotproject is in feite inhoudelijk begeleid door twee begeleidingscommissies. In de eerste plaats was er een begeleidingscommissie voor het pilotproject zelf, en daarnaast bestond er tevens een commissie voor het overkoepelende RIVM-project Functionele Biodiversiteit. Arthur Eijs (DGM-SVS) is in beide commissies als voorzitter opgetreden. De samenstelling van de commissies is verder als bijlage opgenomen.

Vele mensen hebben bijgedragen aan de succesvolle afronding van het pilotproject, hun namen zijn eigenlijk ten onrechte niet op de titelpagina van dit rapport vermeld. Het onderzoek is uitgevoerd op locaties van het Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit. In dit verband willen we Margot Groot, Ruud Jeths, Hans van Maaren, Dirk Wever en Hans Bronswijk bedanken voor hun medewerking. De heren Koning en Wagemaker hebben welwillende medewerking verleend, waardoor op hun land de voedselwebanalyses konden worden uitgevoerd. Dank is tevens verschuldigd aan S. de Hoop, W. Kips en J. v/d Waal voor de aanvullende bemonsteringen op hun bedrijf. A. Roeloffzen van gemeente Rotterdam leverde waardevolle suggesties voor verontreinigde locaties. Niels Masselink en Ad Maas hebben met volharding de zware klus van de extra bemonsteringen uitgevoerd op de 42 LMB- en referentielocaties. Bert van Dijk en Dik Gielen hebben met grote regelmaat de monsters gedistribueerd over de verschillende instituten. Voor het (voormalig) AB-DLO waren P. Bolhuis, M. Veninga en mw. A. Vos bij het onderzoek betrokken. Bij het (voormalig) IBN-DLO hebben R. van Kats deelgenomen aan het onderzoek. Op de (toenmalige) vakgroep Terrestrische Oecologie en Natuurbeheer LUW heeft R. de Fluiter een bijdrage geleverd aan de verwerking van de wormen- en potwormenmonsters.

Inhoud

Uitgebreide samenvatting	8
1 Inleiding	12
1.1 Korte voorgeschiedenis	12
1.2 Uitgangspunten van het indicatorsysteem	12
1.3 Doel en opzet van het onderzoek.....	14
2 Materiaal en methoden	16
2.1 Opzet van het Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit	16
2.2 De onderdelen van de pilotstudie	17
2.3 Ligging en beschrijving van de locaties.....	19
2.4 Statistische verwerking.....	21
3 Resultaten van bodemchemische bepalingen	22
4 Resultaten deelindicator: micro-organismen-1	24
4.1 Inleiding.....	24
4.2 Materiaal en methoden	26
4.3 Resultaten en conclusies.....	27
5 Resultaten deelindicator: Micro-organismen-2 fysiologische karakterisering m.b.v. Biolog-platen	32
5.1 Inleiding.....	32
5.2 Materiaal en methoden:	33
5.3 Resultaten	35
5.4 Discussie en conclusies	37
6 Resultaten deelindicator: nematoden	38
6.1 Inleiding.....	38
6.2 Materiaal en methoden	39
6.3 Resultaten en discussie	40
6.4 Conclusies.....	42
7 Resultaten deelindicator: potwormen	44
7.1 Inleiding.....	44
7.2 Materiaal en methoden	45
7.3 Resultaten	46
7.4 Discussie en conclusies	48

8 Resultaten deelindicator: regenwormen	50
8.1 Inleiding.....	50
8.2 Materiaal en methoden	51
8.3 Resultaten	52
8.4 Discussie en conclusies	54
9 Resultaten deelindicator: micro-arthropoden	56
9.1 Inleiding.....	56
9.2 Materiaal en methoden	57
9.3 Resultaten	57
9.4 Conclusies.....	61
10 Resultaten deelindicator: stikstofmineralisatie en voedselweb-stabiliteit	62
10.1 Inleiding.....	62
10.2 Materiaal en methoden	63
10.3 Resultaten en discussie.....	64
10.4 Conclusies.....	67
11 Relaties tussen indicatieve variabelen en abiotische factoren	68
11.1 Inleiding.....	68
11.2 Materiaal en methoden.	69
11.3 Resultaten	69
12 Evaluatie van het pilotproject en conclusies	72
12.1 Samenvatting van de meetresultaten.	72
12.2 Presentatievormen voor de indicatoruitkomst	72
12.3 Evaluatie van het pilotproject en conclusies.....	75
Referenties	82
Bijlage 1: Verzendlijst.....	86
Bijlage 2: Samenstelling begeleidingscommissies	89
Bijlage 3: Resultaten chemische analyses, locaties grasland op zeelei: <i>zware metalen en bodemeigenschappen</i>	90
Bijlage 4: Resultaten chemische analyses, locaties vollegrondstuinbouw: <i>zware metalen en bodemeigenschappen</i>	93
Bijlage 5: Indicatorwaarden van microbiologische metingen per locatie.....	96
Bijlage 6: Indicatorwaarden uit Biologmetingen per locatie	97
Bijlage 7: Uitgebreide samenvatting van microbiologische gegevens per categorie.....	98
Bijlage 8: Indicatorwaarden nematodenfauna per locatie.....	99
Bijlage 9: Uitgebreide samenvatting van nematodengegevens per categorie.....	100

Bijlage 10: Indicatorwaarden van potwormen per locatie	102
Bijlage 11: Uitgebreide samenvatting van potwormengegevens per categorie	103
Bijlage 12: Indicatorwaarden van regenwormen per locatie	104
Bijlage 13: Uitgebreide samenvatting van regenwormen gegevens per categorie	105
Bijlage 14: Berekeningswijze Bodemkwaliteitsindex (BKX)	106

Uitgebreide samenvatting

Achtergrond

In het milieubeleid is Biodiversiteit aangewezen als één van de drie strategische (schaarse) voorraden die de milieugebruiksruimte bepalen

De doelstellingen (verplichtingen) van het biodiversiteitsbeleid gaan verder dan bescherming van een selectie van soorten die vanuit de natuurbehoudoptiek worden gewaardeerd.

Biodiversiteit is in velerlei opzichten van belang. De betekenis voor het in stand houden van life support functies (LSF) voor mens en ecosystemen is daar een belangrijk aspect van.

In het milieubeleid zijn behoud en duurzaam gebruik van LSF beleidsmatig een vertrekpunt voor biodiversiteitsbeleid buiten de EHS. Dat wil niet zeggen dat ze binnen de EHS niet belangrijk zijn. Juist 'self-supporting' ecosystemen zijn afhankelijk van natuurlijke bodemvruchtbaarheid, weerstand tegen plagen en gesloten stofkringlopen. Gezien de bescherming die nu reeds aan natuurgebieden gegeven kan worden, wordt de prioriteit voor de ontwikkeling van beleidsdoelstellingen buiten de EHS echter gelegd bij LSF. De beleidsontwikkeling bevindt zich in de fase van probleemsignalering. Op dit ogenblik ontbreken kennis en instrumenten om beleidsdoelen voor LSF te formuleren, te concretiseren, en te controleren. In het hier gepresenteerde pilotonderzoek wordt een praktische benadering geïllustreerd waarmee een aantal (ecologische) LSF van de bodem gekarakteriseerd en beoordeeld zouden kunnen worden. De uitwerking is primair gericht op de gebieden buiten de EHS.

Visies op Life Support Functies

De wijze waarop invulling wordt gegeven aan een beleidsinstrument voor LSF van de bodem hangt sterk af van de visie op -, en het schaalniveau en de invulling van het LSF-concept.

- LSF van ecosystemen kunnen beschouwd worden als geïntegreerde processen die resulteren uit de activiteiten / interacties van organismen (bijv. afbraak van organisch materiaal en bodemstructuurvorming). Het integratieniveau en de dynamiek maakt ze lastig kwantificeerbaar. De functies zijn dan voornamelijk uit te drukken in processnelheden. Bescherming hiervan is terug te voeren naar soorten of functionele groepen van organismen.
- LSF kunnen ook gezien worden als ecologische functies die van nut zijn voor de mens, bijv. N-mineralisatie in de wortellaag, CO₂-vastlegging door bossen, waterbergend vermogen van rivierdalen. Bescherming van de kwaliteit wordt in deze benadering volledig bepaald door het nut voor de mens en wordt eerder uitgedrukt in (grootschalige) fysische en chemische eigenschappen van het milieu. De kwaliteit van LSF voor de mens is soms strijdig met de kwaliteit voor andere soorten, en daarmee met het doel 'behoud van de totale biodiversiteit'.
- LSF kunnen tot slot worden opgevat als globale aanduiding van het besef dat er een zekere soortenrijkdom of redundantie in ecosystemen moet zijn om stabiliteit te behouden. De benodigde stabiliteit verschilt per ecosysteemtype en per soort. Welk ecosysteem of welke soorten gewenst zijn wordt echter weer bepaald door de mens of wordt (door de mens)

overgelaten aan de natuur. In het laatste geval is het accent weer verlegd naar de intrinsieke waarde van organismen i.p.v. de nuts- of gebruiksfunctie.

Voor de keuze van indicatoren is het dus essentieel steeds helder te maken waarop de nagestreefde LSF-kwaliteit gericht is.

Pilotproject Bodembioologische indicator voor LSF

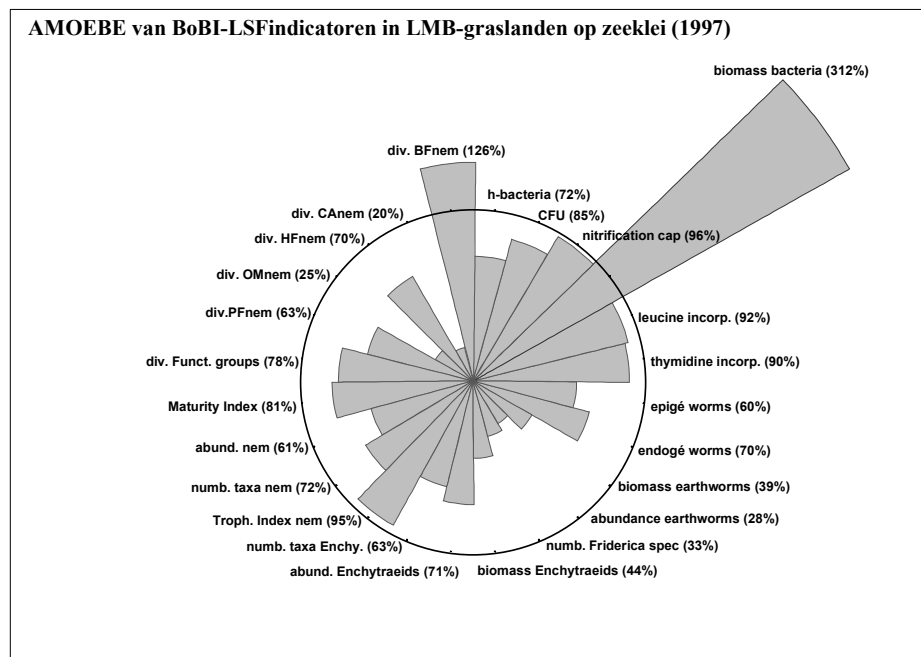
In de voorgaande definitiestudie voor een bodembioologische indicator (Bobi) (Schouten et al 1997) en het hier beschreven pilotproject is uitgegaan van de (boven beschreven) eerste benadering van LSF-bodem.

De Bobi bestaat uit een set van 12 deelindicatoren die samen een doorsnede vormen van het bodemecosysteem en geïntegreerd kunnen worden door middel van een voedselweb-model. Het pilotproject is uitgevoerd om te onderzoeken of de theoretisch afgeleide deelindicatoren van Bobi onderscheidend vermogen hebben m.b.t. verschillende grondsoorten en verschillende vormen van landgebruik. In het kader van het pilotproject is een selectie van deelindicatoren gemeten op 37 locaties van het Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit (LMB). Op twee van de locaties is een uitgebreide voedselweb-analyse met modellering uitgevoerd. Daarnaast zijn extra metingen verricht op verontreinigde locaties en “biologische” agrarische bedrijven, vanuit de veronderstelling dat die resp. een negatieve en een positieve invloed hebben op het bodemleven.

Resultaten van het pilotproject

De meeste deelindicatoren vertoonden significante verschillen tussen de twee bodemsoort- en gebruikscategorieën: grasland op zeelei en tuinbouwbedrijven. Ze zijn hiermee in ieder geval onderscheidend voor uiteenlopende bodemgebruikstypen. De meeste indicatieve variabelen vertoonden aanzienlijk hogere waarden in de graslanden, wat er op wijst dat diversiteitgerelateerde functionele parameters (‘de LSF’) hier beter vertegenwoordigd zijn. Beoordeling van het functioneren van de systemen dient echter te gebeuren op basis van een geschikte referentie voor het betreffende bodemgebruiks- en grondsoorttype. De gekozen referentie voor de veeteelt bedrijven op zeelei voldeed aan de verwachtingen, d.w.z. de hypothese dat biologische vormen van landbouw het bodemleven en de diversiteit stimuleren. De gekozen referentie voor de tuinbouwbedrijven vertoonde ook een hoge biologische activiteit doch met een lage diversiteit. Gezien het feit dat hier sprake kan zijn van effecten door geografische ligging en jonge leeftijd van de nieuwe grond, zijn er nog geen conclusies verbonden aan dit deel van de resultaten. Het vestigt wel de aandacht op de noodzaak om meer energie te steken in de ontwikkeling van een goede referentieset voor verschillende bodemtypen.

De resultaten van de indicatorwaarden kunnen weergegeven worden in een z.g. AMOEBE-figuur. Het geeft een overall-beeld van de gemiddelde situatie in het onderzochte bodemgebruikstype. Voor de graslanden op kleigrond leverde dit het onderstaande beeld. De cirkel wordt gevormd door de referentie waarvan de indicatorwaarden op 100% gesteld zijn. De gemiddelde indicatorwaarden van de meetnet locaties zijn hiernaar geschaald.



De afwijkingen van de individuele indicatoren kunnen worden gemiddeld tot een Bodemkwaliteitsindex (BKX). In het bovenstaande voorbeeld resulteert dit een indexgetal van 0.59 wanneer de referentie op 1 gesteld wordt.

Relatie tussen biologische structuur en functies

In de literatuur zijn aanwijzingen gevonden voor verbanden tussen boven- en ondergrondse diversiteit. Ook effecten van diversiteit op ecologische functies van de bodem zijn beschreven. Er zijn echter nog verschillende hypothesen die nader getoetst dienen te worden. Een duidelijke kwantitatieve relatie tussen bodembiodiversiteit en functies is nog niet te geven. Het is wel reeds mogelijk om via een indeling naar functionele eenheden (soortengroepen) en gebruik van een voedselwebmodel, veranderingen in ecosysteemprocessen te berekenen zoals stikstof- en koolstof-mineralisatiesnelheden. Deze modelmatige link tussen structuur en functies maakt onderdeel uit van het indicatorsysteem. De methode is in het pilotproject op beperkte schaal onderzocht. Los van de discussie over de relatie tussen biodiversiteit en functies of diversiteit en stabiliteit, is het van belang om inzicht te hebben in mogelijke veranderingen in de soortensamenstelling van (bodem)ecosystemen, bijv. door intensieve landbouwmethoden

Evaluatie van het pilotproject

Op de weg tussen het ontwerp van de Bodembioologische Indicator en het uiteindelijke prognostische instrument zijn een aantal fasen te onderscheiden: 1) de ontwerpfasen van het indicatorsysteem, deze is vastgelegd in Schouten et al. (1997). 2) vervolgens moeten de geselecteerde deelindicatoren in de praktijk worden getest op hun gevoeligheid en onderscheidend vermogen en 'meetlatlengte'. 3) daarna dient te worden bepaald op welke

typen grondsoort, bodemgebruik, of ecosystemen het indicatorsysteem als beoordelingsinstrument moet worden toegepast. 4) hierbij kunnen dan referenties gekozen te worden, aan de hand waarvan een 'distance to target' wordt bepaald bij een kwaliteitsbeoordeling. 5) inventarisatie van deelindicatorwaarden in gebieden gekozen onder punt 3. 6) opbouw van een dataset met ecologische en abiotische gegevens waaruit statistische habitat-responsmodellen zijn af te leiden. 7) inbouwen van deze kennis in een beslissingsondersteunend systeem (DSS), dat gebruikt kan worden bij de evaluatie van het milieu en natuurbeleid.

Het pilotproject, beschreven in dit rapport, is fase 2 in het bovenstaande stappenplan. Tevens is een aanzet gegeven voor de ontwikkeling van referentiebeelden (fase 4).

Het onderzoek heeft aangetoond dat de geselecteerde deelindicatoren gevoelig en onderscheidend zijn voor de twee bestudeerde combinaties van bodemtype en landgebruik. Hiermee kan in diagnostische zin een uitspraak worden gedaan over ecosysteem-kwaliteit wanneer een referentiebeeld beschikbaar is.

De input voor het voedselwebmodel, op basis waarvan de functionele groepen geselecteerd zijn, vraagt intensiever onderzoek dan voor de (kwalitatieve en semi-kwantitatieve) deelindicatoren nodig is. Routinematige toepassing van voedselwebanalyse op grote schaal is mogelijk maar ligt niet voor de hand vanwege de hoeveelheid veldonderzoek en kosten die hiermee gemoeid zijn.

Conclusie

De toepassing van de Bobi voor diagnostische doeleinden in het kader van een meetnet, zoals uitgeprobeerd in het pilotproject, is technisch haalbaar gebleken. De tijd en de financiën die nodig zijn voor een voldoende ontwikkeling hangen af van de vraag voor welke ingrepen effecten voorspeld moeten worden en welke nauwkeurigheid / betrouwbaarheid gewenst is. Het bodembologisch indicatorsysteem levert in eerste instantie een diagnostisch instrument op. Om effecten van ingrepen of gevoerd beleid te kunnen evalueren moet ook inzicht bestaan in de relatie met abiotische omstandigheden en drukfactoren. Kennis hierover is langs experimentele weg te verkrijgen of via statistische methoden door het afleiden van responsmodellen uit een groot landelijk gegevensbestand. De mogelijkheden hiervoor zijn reeds aangetoond, aan de hand van ruimtelijke gegevens over het voorkomen van nematoden (aaltjes) in de bodem.

Voorgesteld wordt om het onderzoek voort te zetten, door in eerste instantie uit te gaan van een beperkte en kosteneffectieve variant. Dit kan o.a. gebeuren door het indicatorsysteem te integreren in het LMB. Daarnaast dient extra aandacht te worden besteed aan de opbouw van referentiebeelden ("bodemdoeltypen") voor verschillende ecosystemen of bodemgebruiksvormen. Voldoende inzicht in indicatorwaarden in natuurgebieden maakt hier onderdeel van uit.

1 Inleiding

1.1 Korte voorgeschiedenis

In 1992 werd in Rio de Janeiro het UNCED biodiversiteitsverdrag gesloten. De Nederlandse overheid heeft in 1994 het verdrag geratificeerd en zich hierbij verplicht om de biologische diversiteit in al z'n verschijningsvormen te beschermen en duurzaam te gebruiken. Daartoe werd een Strategisch Plan van Aanpak (SPA) opgesteld om het beleid op een aantal punten te onderbouwen of te versterken.

Eén van de onderwerpen in het SPA is “de formulering van biodiversiteitsdoelstellingen buiten de Ecologische Hoofdstructuur, met aandacht voor LSF (regulatie functies van ecosystemen) en de rol van cryptobiota hierin (NMW 1)”. Onder cryptobiota worden organismen verstaan met een verborgen levenswijze. De meeste bodemorganismen kunnen tot deze groep gerekend worden. SPA-actiepunt NMW1 heeft geleid tot een theoretisch onderbouwd voorstel voor een indicatorsysteem voor LSF van de bodem (Schouten et al., 1997). De Bobi is opgebouwd uit een aantal deelindicatoren namelijk: omvang en samenstelling van groepen van bodemorganismen en enkele gemeten processnelheden. De deelindicatoren kunnen geïntegreerd worden in een voedselwebmodel dat de mineralisatiecapaciteit en stabiliteit van een systeem berekent.

1.2 Uitgangspunten van het indicatorsysteem

Het indicatorsysteem is uitvoerig beschreven in Schouten et al. (1997). Aan de hand van een serie ‘factsheets’ is hierin informatie gegeven over selectiecriteria en onderzoeksmatige aspecten. In tabel 1.1 wordt nogmaals een schematisch overzicht van het indicatorsysteem gegeven. Het wordt hier verder niet in detail beschreven.

Het concept van het indicatorsysteem voor LSF van de bodem is opgezet aan de hand van de volgende uitgangspunten:

- De bedreiging van de vitale bodemprocessen is gerelateerd aan het aantal (groepen van) soorten die aanwezig zijn voor het uitvoeren van een bepaald proces. Als referentie dient het aantal betrokken soorten in een natuurlijke ongestoorde situatie. Naarmate er minder soorten zijn om een proces te laten verlopen zal het risico van instabiliteit en ongecontroleerde fluctuaties steeds groter worden.

Tabel 1.1 *Biologisch indicatorsysteem voor Biodiversiteit van de bodem in relatie tot LSF. DivS/FG= aantal soorten per functionele groep, DivF= diversiteit in functies, MI= maturity index, PPI= plant parasite index. Functionele (ecologische) groepen komen tot stand door onderverdeling van de taxonomische eenheden genoemd bij de Indicatieve variabelen.*

<i>Life support functies</i>	<i>Processen</i>	<i>Indicatieve variabele (soortengroep)</i>	<i>Deelindicator</i>
Afbraak van organisch Materiaal	Fragmentatie	1. Wormen + potwormen 2. Mijten	DivS/FG, DivF, massa, aantal DivS/FG, DivF
	Organische substraat omzetting	3. Bacteriële afbraakroutes 4. Paddestoelen 5. Genetische. div. microflora	DivF (biologtoets) DivS/FG, DivF Bacterieel DNA-polymorfie
Recycling voedingsstoffen	Stikstof-mineralisatie	6. Trofische interacties = 1 + 2 + 7 + 8 + 9 + 10 (in aantal en biomassa)	Stikstofproductie (kg N/ha/j) uit voedselweb (modelmatig)
	<i>Deelprocessen:</i>		
	Microbiële activiteit	7. Microorganismen (bacteriën + schimmels)	Aantal, massa, activiteit (thymidine-inbouw).
	Begrazing microflora (bacteriën + schimmels)	8. Protozoën 9. Nematoden 10. Springstaarten 2. Mijten	Actieve/inactieve cysten, DivS/FG, DivF, MI DivS/FG, DivF DivS/FG, DivF
	Wortelvraat	9. Nematoden (+ 2 +10)	DivS/FG, DivF, PPI
Predatie	2. Mijten (+ 9 + 10)	DivS/FG, DivF	
Beschikbaarheid voedingsstoffen voor planten	N-, P- en H ₂ O-opname	4. Mycorrhiza paddestoelen	DivS/FG, DivF
	Nitrificatie	11. Nitrificerende bacteriën	Nitraatvorming uit ammonium
Bodemstructuurvorming	Bioturbatie + aggregaatforming	1. Wormen + potwormen	DivS/FG, DivF, massa, aantal
Stabiliteit Bodemecosysteem	Trofische interacties	12. Opbouw levensgemeenschap = 1 + 2 + 7 + 8 + 9 + 10 (in aantal en biomassa)	Structuur voedselweb (modelmatig)

- LSF en processen zijn op twee manieren meetbaar te maken. 1) Enerzijds zijn een aantal LSF (in theorie) rechtstreeks te meten. Het verband met biodiversiteit wordt dan echter niet gelegd. 2) Via de soortensamenstelling van bodembiota. Dit geeft een geïntegreerd beeld over een groter tijdsbestek en verschillende factoren. Door een indeling te maken naar functionele groepen kan de link naar functionele biodiversiteit worden gelegd.

- Een kwantitatieve inschatting van veranderingen in ecosysteemfuncties kan alleen worden gemaakt door de toepassing van voedselwebmodellen. Hiermee worden gegevens uit verschillende lagen van het bodemecosysteem gekoppeld en kunnen processen op een hoger integratieniveau worden berekend. In het indicatorsysteem resulteert deze opzet in de (modelmatige) indicatoren stikstofmineralisatie en ecosysteemstabiliteit (nrs. 6 en 12 in tabel 1.1).
- Selectie van de deelindicatoren binnen de Bobi heeft plaatsgevonden tegen de achtergrond van praktische meetbaarheid, kosten, noodzakelijkheid als onderdeel van het voedselwebmodel, en de mogelijkheid om integratie plaats te laten vinden met een bestaand meetnet. Hierbij is in eerste instantie gekozen voor het LMB (Groot et al., 1996) omdat dit grotendeels gericht is op gebieden buiten de Ecologische Hoofdstructuur. Door de combinatie van abiotische en biologische metingen wordt op efficiënte wijze gebruik gemaakt van de beschikbare meetgegevens en de meetnetinfrastructuur.

1.3 Doel en opzet van het onderzoek

Eind 1996 is opdracht gegeven voor het uitvoeren van een pilotproject om de praktische haalbaarheid en functionaliteit van het op theoretische gronden voorgestelde bodembioologische indicatorsysteem te onderzoeken. Dit onderzoek is uitgevoerd gedurende 1997 en het begin van 1998. Het heeft plaatsgevonden in een samenwerkingsverband van AB-DLO, IBN-DLO (beiden nu Alterra), LUW-Bodembioologie en het RIVM (ECO en LBG).

Het pilotproject is opgezet om de werkbaarheid van het indicatorsysteem in de praktijk uit te proberen. Hiermee is een antwoord gezocht op de volgende vragen:

- Hoe is de meetbaarheid van de geselecteerde indicatoren?
- Is er onderscheidend vermogen tussen verschillende bodemgebruiktypen?
- Is het indicatorsysteem in te passen in een meetnetinfrastructuur?
- Zijn referenties te vinden waarmee beleidsdoelstellingen kunnen worden geformuleerd?

Zoals was beoogd bij de opzet van het systeem, heeft het onderzoek plaatsgevonden binnen het (LMB). Door de beperkte financiële middelen kon het complete indicatorsysteem niet op een groot aantal locaties worden toegepast. Daarom werd er voor gekozen om het onderzoek als volgt op te splitsen:

1) Vijf (van de 12) deelindicatoren zijn gemeten op alle 37 locaties van het LMB. Dit geeft een beeld van de variatie die binnen een combinatie van bodemtype en grondgebruik kan worden aangetroffen. Tevens is het een toets op de praktische implicaties van het werken in meetnetverband.

De selectie van vijf indicatorgroepen voor het pilotproject is gebeurd op basis van hun plaats in het bodemvoedselweb, praktijk van bemonstering en analyse en kosten van de metingen. Op deze wijze is een grove doorsnede gemaakt door het bodemecosysteem. De geselecteerde indicatorgroepen zijn: a) bacteriën (aantallen, biomassa, afbraakroutes,

nitrificeerders), b) nematoden, c) regenwormen en potwormen. In hoofdstuk 2.2 wordt een nadere toelichting op de keuze voor deze groepen gegeven.

2) Op 7 van de locaties werd de populatie micro-arthropoden (mijten en springstaarten) onderzocht.

3) Op 2 locaties uit het LMB werd een voedselwebanalyse gedaan (8 indicatoren, 4 tijdstippen) om een voorbeeld te geven van een meer complete uitvoering van het indicatorsysteem en het type van uitkomsten via modelberekeningen van waarden voor LSF.

4) Hiernaast zijn positieve (schone) en negatieve (vuile) referenties gezocht in de vorm biologische veehouderij- en tuinbouwbedrijven, respectievelijk verontreinigde locaties.

Indeling van het rapport

In de volgende hoofdstukken wordt eerst nadere informatie gegeven over de opzet van het onderzoek, de monsterlocaties en de abiotische bodemeigenschappen. Daarna worden de resultaten per indicatorgroep beschreven volgens een vast stramien. Tot slot worden de detailgegevens samengebracht tot één bodemkwaliteitsindex. Het rapport eindigt met een korte evaluatie van het pilotproject en aanbevelingen voor verdere ontwikkeling en implementatie die uit de resultaten en het verloop van het project kunnen worden afgeleid. Inmiddels is ook een rapportage over het pilotproject verschenen (Schouten et al., 1999) met alleen een beleidsmatige samenvatting van de onderzoekresultaten. Middels het onderhavige rapport worden de resultaten en bewerkingen van de metingen uitgebreid vastgelegd.

2 Materiaal en methoden

2.1 Opzet van het Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit

Na een aantal jaren van voorbereiding en een testfase is in 1993 gestart met het LMB in zijn huidige vorm. Het LMB heeft tot doel een beeld te geven van de bodemkwaliteit in Nederland, zowel chemisch als biologisch, en inzicht te verschaffen in de veranderingen daarin op de lange termijn (trends). Het LMB past in de diagnose- taak van het RIVM. De resultaten worden gebruikt in geïntegreerde producten als de Milieubalans en Milieuverkenning.

In het LMB worden gehalten van een groot aantal stoffen vastgesteld op ca. 200 locaties verspreid over Nederland. Om ook effecten van milieugebruik en -verontreiniging op het ecosysteem te kunnen bepalen is in 1993 tevens gestart met het verzamelen van bodembioologisch gegevens. Aanvankelijk werd op dezelfde locaties alleen de soortensamenstelling van nematoden (=aaltjes) geanalyseerd. De combinatie van beide series meetgegevens (biotisch en abiotisch) biedt de mogelijkheid om een empirische relatie te leggen tussen de soortensamenstelling (diversiteit) en gemeten stofgehalten in de bodem. Deze informatie vormt de basis voor statistische responsmodellen waarmee de kans op voorkomen van soorten te voorspellen is als functie van bodemeigenschappen.

De steekproef van 200 locaties omvat 10 combinaties van de meest voorkomende bodemtypen en -gebruiksvormen. Voor elke combinatie is een 20-tal locaties geselecteerd die iedere 5 jaar bemonsterd worden. Het LMB komt tot stand door een gezamenlijke inspanning van het RIVM, het LEI-DLO en het AB-DLO (van Duijvenbooden et al., 1995). Hieronder volgt een overzicht van de categorieën die in het LMB zijn opgenomen:

- 1) Graslanden op zandgrond, veehouderij extensief; 1993
- 2) Graslanden op zandgrond, veehouderij intensief; 1993
- 3) Graslanden op zandgrond, veehouderij intensief + varkens; 1994
- 4) Boslocaties op zandgrond; 1994
- 5) Akkerbouwbedrijven op zandgrond; 1995
- 6) Graslanden op veen; 1995
- 7) Akkerbouw op zeeklei; 1996
- 8) Graslanden op rivierklei; 1996
- 9) Graslanden op zeeklei; 1997
- 10) Vollegrondstuinbouw- en bloembollenbedrijven (gemengde grondsoort); 1997

In 1997 is de eerste volledige ronde van het LMB voltooid. De bemonstering in het laatste (vijfde) jaar werd gecombineerd met het pilotproject voor het bodembioologische indicatorsysteem voor LSF. 1998 is als gegevensverwerking en evaluatiejaar gebruikt. Vervolgens is in 1999 de tweede meetcyclus gestart (LMB2).

Monsterstrategie

Tijdens de eerst meetronde van het LMB werden per locatie (bedrijf) vier mengmonsters (replica's) van ieder 80 bodemkernen verzameld. De bodemkernen werden gestoken met een z.g. graszode boor. De boor bestaat uit een steekbuis (diameter 2,3 cm) met daarboven een kleine metalen verzamelbeker. De chemische bepalingen aan de grond(meng)monsters werden in viervoud uitgevoerd om een beeld te krijgen van de variatie binnen locaties.

Zowel de nematodensamenstelling als de microbiologische parameters werden in het onderhavige pilotproject bepaald aan een deel van mengmonster 1. Hiervoor werden de nog intacte kernen in de emmer voorzichtig met de hand verkruid en door elkaar geschept. Vervolgens werd een glazen pot (700 ml) gevuld met grond. De potten met grondmonster werden verder vervoerd in een coolbox om de temperatuur zo constant mogelijk te houden. 's Avonds werden de monsters opgeslagen in een koelcel bij 4°C. Voor andere biologische indicatoren werden aparte monsters (plaggen of boorkernen) verzameld. Zie de betreffende hoofdstukken voor meer details.

De resultaten van voorgaande meetjaren van het LMB zijn gerapporteerd in Groot et al (1996, 1997, 1998, 2000) en Van Esbroek et al. (1995, 1996, 1997, 1998, 1999)

2.2 De onderdelen van de pilotstudie

Door een beperkt financieel budget was het niet mogelijk om het complete indicatorsysteem (inclusief voedselwebanalyse) op alle 37 LMB locaties van 1997 uit te voeren. Er is gekozen voor een opzet waarbij een beperkt aantal indicatoren op alle locaties gemeten zijn. De voedselwebanalyse, met vier herhaalde metingen in de tijd, werd uitgevoerd op twee locaties (één in elke LMB-categorie). De micro-arthropoden werden gemeten op 7 locaties, n.l. op de bedrijven waar een volledige voedselwebanalyse werd uitgevoerd en op de 5 referentielocaties.

1) Testen van bodembioologische deelindicatoren in het LMB.

Op alle LMB-locaties werden 5 deelindicatoren gemeten, aan de hand van belangrijke processen en enkele diverse groepen. Hiervoor zijn de volgende indicatieve variabelen gekozen:

1) microbiële dichtheid, biomassa en activiteit, 2) diversiteit van microbiële afbraakprocessen (biolog), 3) nitrificatie-capaciteit, 4) nematodenfauna, 5) wormen en potwormen.

Bij de twee diergroepen (4 en 5) gaat het om de soortenrijkdom binnen functionele eenheden. Dit kan uitgedrukt worden in voedselgroepen en / of verschillende levensstrategieën.

De diversiteit aan afbraakroutes (1) bepaalt in sterke mate de mogelijkheden van substraatafbraak en mineralisatie (zelfreinigend vermogen). De microbiële activiteit (2) bepaalt de snelheid waarmee processen verlopen. Met de activiteitsmeting kan ook een

kwantitatieve interpretatie aan 1 gegeven worden. De nitrificatiecapaciteit (3) is een belangrijk onderdeel van de anorganische substraat omzettingen en direct van belang voor de (natuurlijke) voedingsstoffenvoorziening van planten. Nematoden (4) vormen een ecologisch diverse groep, ze zijn belangrijke microbiële grazers. Ze worden hier gebruikt vanwege hun indicatieve waarde, praktische voordelen en centrale positie in de verschillende voedselketens in de bodem. Wormen en potwormen (5) zijn belangrijk voor processen als fragmentatie van organisch materiaal en bodemstructuurvorming. Wormen zijn ook 'stapelvoedsel' voor het bovengrondse deel van het ecosysteem (vogels en kleine zoogdieren).

2) Referenties en beoordelingsschaal.

Om beoordeling van de meetresultaten mogelijk te maken moeten referentiebeelden opgesteld worden. Voor een meer onderbouwd waarde-oordeel ('hoe erg is het') moet ook bekend zijn op welke schaal indicatoren kunnen variëren. De referentie kan een positieve kant van de maatlat zijn, maar ook de gevolgen van ernstige verstoringen moeten herkend kunnen worden (negatieve referentie). Effecten van het verlies van soorten werken door tot in de functies. Voor een aantal indicatoren kunnen referentiebeelden en een beoordelingsschaal afgeleid worden uit bestaande gegevens (literatuur, databases). Voor anderen is aanvullend onderzoek nodig. Het is vaak lastig om geschikte gebieden te vinden die als referenties dienst kunnen doen. In de eerste plaats is er een beslissing over de aard van de referenties nodig. Worden deze gekozen in de EHS, dan wel in de vorm van extensieve gebruiksvormen (bijv. biologisch-dynamische bedrijven) of wordt gezocht naar ongestoorde gebieden in het buitenland? Voor het pilotproject werden twee biologische bedrijven uitgekozen als (positieve) referentie, en twee oudere slibdepots als gronden met (mogelijk) negatieve effecten van verontreinigingen (zie verder 2.3)

3) Testen uitgebreid indicatorsysteem.

Een analyse van de 12 deelindicatoren van Bobi, aangevuld met een voedselweb- en stabiliteitsanalyse (4 herhalingen in de tijd) was gezien de kosten (ca. f 26 000,- per locatie zie Schouten et al., 1997) in het kader van dit pilotproject niet uitvoerbaar op alle 37 LMB-locaties (+ referenties). Daarom is een eerste stap gezet in de vorm van één uitgebreid LSF-indicatorsysteem op één bedrijf uit elk van de twee LMB-categorieën. Dit levert informatie over de signaalwaarde van de verschillende indicatoren, een eerste indicatie over de invloed van grondgebruiksvormen, en ervaring met logistieke problemen. Een degelijke statistische onderbouwing, inzicht in de ruimtelijke variabiliteit en onderscheidende vermogen van het systeem (tussen LMB-categorieën) vergt een groter aantal replicaties. Tevens is nog niet voorzien in het opstellen van referentiebeelden voor het uitgebreide systeem.

2.3 Ligging en beschrijving van de locaties

De bezochte locaties zijn onder te verdelen in twee categorieën; grasland op zeelei en vollegrondstuinbouw op zand en / of zeelei.

De 20 graslandbedrijven op zeelei waren allemaal melkveehouderijen. Dergelijke bedrijven hebben vaak een oppervlak aan bouwland voor voedergewassen. Bij de onderzochte bedrijven varieerde dit tussen 0 en maximaal 60%.

De 17 tuinbouwbedrijven zijn onderverdeeld in 10 bedrijven met groenteteelt en 7 bedrijven met bollenteelt. Alle 37 bemonsterde locaties zijn in kaart gebracht in figuur 2.1

De locaties (bedrijven) die deelnemen aan het LMB blijven in de rapportage anoniem, hooguit wordt verwezen naar de gemeente waarin deze ligt. Verder is een neutrale codering van de monsters gehanteerd. Hetzelfde is van toepassing op de referentielocaties (zie hier onder).

Naast deze LMB-bedrijven zijn aanvankelijk 5 locaties bemonsterd die als referenties zouden moeten dienen. Dit waren twee rudere terreinen op oudere slibdepots in de gemeente Rotterdam, die gebruikt zijn als 'negatieve referenties'. Het zijn beide openbare en vrij toegankelijke locaties ze kunnen daarom bij naam genoemd worden.

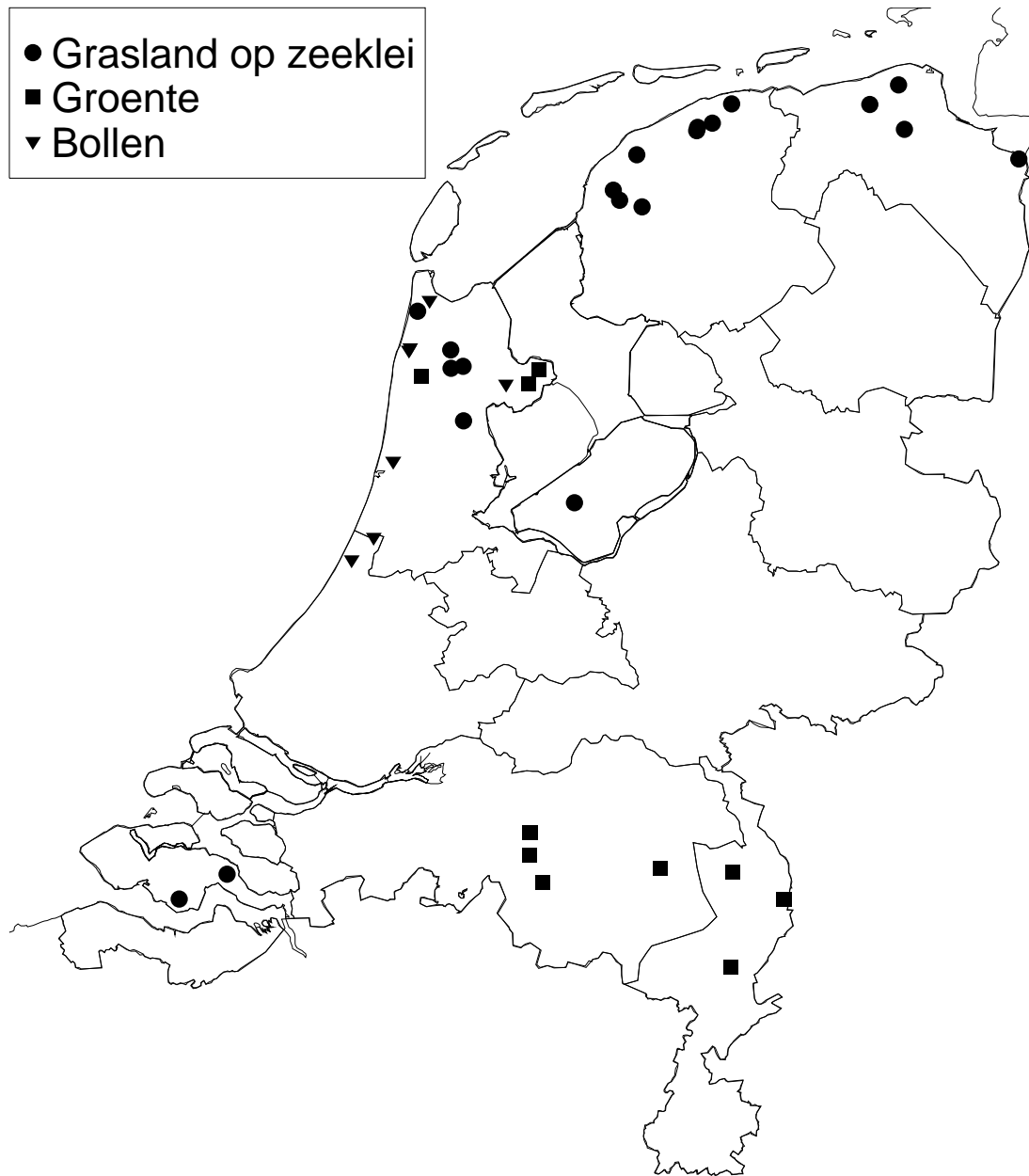
De eerste is een voormalige loswal aan de 's Gravenweg . In de 60-er en 70-er jaren is er slootbagger opgebracht. Het bagger was afkomstig uit sloten rondom bedrijfsterreinen en is verontreinigd met zware metalen, olie en PAKs. De oude loswal is nu een braakliggend terrein waar zich spontaan graslandjes, bos en struweel heeft ontwikkeld.

De tweede locatie bevindt zich in de Buiten-Nieuwlandsepolder-west. Ook dit is een voormalige loswal, waar aan het eind van de 60-er jaren onderhoudsbaggerspecie is opgespoten. Voor een deel is dit klasse IV vervuild slib geweest. Naast metalen komen er pesticiden en minerale olie in voor. Op het terrein is een composteringbedrijf gevestigd de rest ligt braak. Er heeft zich een graslandvegetatie ontwikkeld.

Een derde locatie uit het provinciale meetnet van Zuid-Holland bleek geen verontreinigen te bevatten ondanks eerdere aanwijzingen aan de hand van analyses van mollenorganen. De analyseresultaten zijn wel in de bijlagen vermeld maar niet als referentie gebruikt.

Voor de categorie tuinbouwbedrijven is geen geschikte negatieve referentie gevonden binnen het bestek van het onderhavige project.

Naar verwachting positieve (schone) referenties werden gekozen in de vorm van biologische bedrijven (melkveehouderij en tuinbouw) in de veronderstelling dat het bestrijdingsmiddelen- en kunstmest gebruik hier het laagst of afwezig is. Deze vorm van bedrijfsvoering maakt in principe het meest gebruik van de natuurlijke bodemvruchtbaarheid en zou relatief 'bodemorganisme vriendelijk' kunnen zijn.



Figuur 2.1 Ligging van de bemonsterde LMB-locaties met grasland op zeelei, vollegrondstuinbouw (verdeeld naar groente en bollen) op zand en / of zeelei.

2.4 Statistische verwerking

Er is een aantal statistische methoden toegepast om de statistische significantie van verschillen tussen gemiddelde indicatorwaarden (indicatieve variabelen) te toetsen of in beeld te brengen. Voor de meeste indicatoren en bodemeigenschappen werd variantie-analyse gebruikt bij de vergelijking van resultaten tussen de twee grondgebruikscategorieën. Daarnaast zijn de indicatorenwaarden op basis van de regenwormen en potwormen samengenomen in een (multivariate) factoranalyse, om een vergelijking op locatieniveau mogelijk te maken. Verder is het verband tussen abiotische omstandigheden en eigenschappen van de nematodenfauna werd onderzocht met behulp van multiple lineaire regressie. Details worden verder gegeven in de betreffende hoofdstukken.

3 Resultaten van bodemchemische bepalingen

Dit rapport heeft primair tot doel een beschrijving te geven van de gemeten deelindicatoren. In de volgende hoofdstukken worden deze resultaten gepresenteerd, vaak in vergelijking tussen de twee onderzochte landgebruikscategorieën. Daaraan voorafgaand wordt in dit hoofdstuk een beeld gegeven van de (gemiddelde) bodemeigenschappen op de onderzochte locaties. Een volledig overzicht is opgenomen in de bijlagen.

Voor een deel van de indicatoren is de statistische relatie tussen de gemeten abiotische omstandigheden en de indicatieve variabelen nader onderzocht. Deze resultaten zijn beschreven in hoofdstuk 11.

Tabel 3.1 Overzicht van bodemeigenschappen en een (deel van de) xenobiotische stoffen op de monsterlocaties (zie bijlage voor complete analysegegevens). gem. LMB= gemiddelde van categorie uit LMB. n=aantal locaties c.q. waarnemingen

Abiotische factoren (selectie)	Grasland op zeelei			Tuinbouw		Significantie verschil LMB grasl.-tuinb.
	gem. LMB (n=20)	ecologisch (n=1)	verontreinigd (n=2)	gem. LMB (n=17)	ecologisch (n=1)	
<i>Bodemeigenschappen:</i>						
pH-water	7,1	6,9	7,5	7,3	8,1	n.s
pH-KCL	6,5	6,4	7,1	6,7	7,6	n.s
org.stof (%)	6,2	6,3	9,7	2,8	2,2	***
lutum (% <2 µ)	23,6	17,8	13,3	6,5	7,6	***
CEC (cmol⁺/kg)	22,0	18	23,8	9,1	9,8	***
CaCO₃ (%)	1,8	0,3	8,3	1,5	4,7	-
Pal-getal (mg P₂O₅/100g)	40,9	26	121	76,6	43	**
<i>Zware Metalen (mg/kg):</i>						
Cadmium	<0,4	<0,4	3	<0,4	<0,4	-
Koper	15,6	13	98	16,2	9	n.s
Lood	23,3	20	378	14,5	16	***
Zink	71,8	57	479	38,7	65	***
<i>(voormalige) bestrijdingsmiddelen (µg/kg):</i>						
DDT	13,5	<0,5	84	17,0	0,6	n.s
HCB	2,1	1,2	15,9	3,2	<0,5	n.s
Dieldrin	3,2	<0,5	713	10,8	7	n.s
Lindaan	7,8	<0,5	<0,5	1,8	<0,5	n.s
<i>Polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK, µg/kg):</i>						
fenanthreen	19,7	19,8	492	12,6	14,9	*
benzo(a)pyreen	25,8	24,7	408	18,3	10,9	n.s

Zoals in de laatste kolom van tabel 3.1 te zien is verschillen de twee LMB-categorieën significant ten aanzien van de bodemeigenschappen: organische stof, lutumgehalte (kleifractie) en daarmee samenhangend de kationen-omwisselingscapaciteit. De tuinbouwbedrijven hebben gemiddeld een hoger fosfaatgehalte in de bodem. Gezien het juist lagere fosforbindend-vermogen van deze gronden zijn de gehalten toe te schrijven is aan een hogere bemestingsgraad.

De gehalten aan zware metalen liggen in het algemeen rond de referentiewaarde. De gehalten aan lood en zink zijn significant hoger in de graslanden op zeelei. Waarschijnlijk hangt dit samen met de hogere bindingscapaciteit van de kleigronden.

Van de (persistente) bestrijdingsmiddelen, die reeds geruime tijd niet meer toegepast worden, zijn restanten in de bodem aan te tonen. Mede door de variatie die tussen de afzonderlijke bedrijven bestaat, zijn voor bestrijdingsmiddelen geen significante verschillen tussen de twee categorieën gevonden. Desondanks is het opvallend dat het lindaangehalte in graslanden gemiddeld een hogere waarde lijkt te hebben. Dit wordt echter veroorzaakt door één hoge waarneming in deze categorie (zie bijlage 3).

De lichte en vluchtige PAK bereiken de bodem in dampvorm en via neerslag. Zwaardere PAK's kunnen geabsorbeerd zijn aan roet, stof en vliegias. Naar schatting 60% van de PAK's in de bodem is afkomstig van atmosferische depositie. Afgezien van lokale bronnen zullen de gehalten in de bodem daardoor tamelijk uniform zijn in een groot deel van Nederland. De lichte PAK fenanthreen is gemiddeld hoger op de kleigronden. Dezelfde trend is er voor het zwaardere benzo(a)pyreen. Gezien de ligging van de graslanden langs de kust en in het noorden van het land zou dit niet a priori verwacht worden.

Alle onderzochte locaties hebben een neutrale tot licht basische bodem-pH. Het ecologische tuinbouwbedrijf springt daar bovenuit. Dit hangt samen met de ligging in de Flevopolder waar zich nog (zichtbaar) veel schelpresten in de bodem bevinden. De twee ecologische bedrijven liggen qua bodemeigenschappen en zware-metaalgehalten in lijn met de gemiddelden van de LMB-categorieën. De gehalten aan fosfaat en bestrijdingsmiddelen(resten) op beide bedrijven zijn echter aanzienlijk lager dan de categorie-gemiddelden.

De twee verontreinigde locaties vertoonden onderling verschillen in een aantal bodemeigenschappen (lutum, fosfor en kalk). De gemiddelde waarde van de metingen in tabel 3.1 toont een verhoogd gehalte aan verontreinigende stoffen. De Buiten-Nieuwlandsepolder-west heeft opvallend hogere gehalten aan cadmium, chroom, kwik, zink, mangaan en Dieldrin. Besloten is om deze twee locaties als één categorie te beschouwen en één gemiddelde te presenteren.

Ten opzichte van de meetnetlocaties blijkt het gemiddelde lutumgehalte van de slibdepots een stuk lager te zijn, en de organische stof juist wat hoger. Het percentage kalk en het fosforgehalte steken ver uit boven dat van alle andere locaties. De hoge waarden worden veroorzaakt door de meetresultaten van de Buiten-Nieuwlandsepolder.

4 Resultaten deelindicator: micro-organismen-1

4.1 Inleiding

Rol en functie van microorganismen in bodemecosystemen

Microorganismen zijn de primaire afbrekers van dode organische stof, zoals plantenresten, dode wortels, door wortels uitgescheiden stoffen, dode microorganismen en dierlijke mest. Ze vormen het voedsel van microbivoren, zoals protozoën en nematoden, en spelen een sleutelrol in voedselwebben en nutriëntenkringlopen (Bouwman *et al.*, 1994; Bloem *et al.*, 1997). Per hectare zit in de bouwvoor van een Nederlandse landbouwgrond ongeveer 3000 kg biomassa (versgewicht). Dit is gelijk aan de massa van 4 koeien, 60 schapen of 35 boeren. De biomassa in de bodem bestaat grotendeels uit microorganismen. In 1 gram grond zitten circa een miljard bacteriën en tientallen meters schimmeldraden. Die breken circa 5000 kg organische stof per hectare per jaar af in een akkerbodem. Hierbij komt circa 100 kg stikstof ha⁻¹jaar⁻¹ vrij in minerale vorm. Dit is ongeveer de helft van de stikstofbehoefte van een landbouwgewas. Bij de mineralisatie door heterotrofe microorganismen komt in eerste instantie ammonium vrij. Ammonium wordt door een gespecialiseerde groep bacteriën, de nitrificeerders, omgezet in nitraat. Nitraat kan veel gemakkelijker door het gewas worden opgenomen dan ammonium. Bacteriën spelen ook een rol bij de vorming en instandhouding van bodemstructuur, doordat ze stoffen maken (polysacchariden, humusverbindingen en colloïden) die bodemaggregaten bijeenhouden. Bacteriën zijn dus direct betrokken bij het in stand houden van LSF.

Plaats in het LSF-indicatorsysteem

Bacteriën zijn belangrijk voor alle door Schouten *et al.* (1997) gedefinieerde LSF: (1) de afbraak van organisch materiaal, (2) de recycling van voedingsstoffen, (3) bodemstructuurvorming, en (4) de stabiliteit van het bodemecosysteem. Nitrificeerders zijn essentieel voor (5) de beschikbaarheid van voedingsstoffen voor planten.

Plaats in het pilotproject

De bacteriële biomassa en activiteit, en de potentiële nitrificatie vormen 2 ('microbiële activiteit' en 'nitrificatie') van de 5 indicatieve variabelen die in 1997 werden gemeten op de 20 graslandbedrijven en 17 tuinbouwbedrijven van het LMB (LMB). Dezelfde metingen werden uitgevoerd op de 5 referentie locaties. Bij de voedselweb-bemonstering werd de potentiële nitrificatiecapaciteit niet bepaald omdat deze parameter als zodanig geen parameter is in het voedselwebmodel.

Microbiologische indicatoren voor bodemkwaliteit

Op dit moment worden er in gevallen van bodemverontreiniging en sanering nog nauwelijks microbiologische parameters gemeten. Als dit al gebeurt wordt meestal de bodemademhaling (zuurstofverbruik of CO₂-productie) gemeten. Metingen van de bodemademhaling vereisen

relatief lange incubaties. In gronden waarin geen grote hoeveelheden gemakkelijk afbreekbare organische verbindingen zitten, is het zuurstofverbruik zo laag dat de monsters 2 tot 6 weken geïncubeerd moeten worden om de respiratie te kunnen meten. Het meten van de bodemademhaling alleen geeft vaak onvoldoende inzicht in het functioneren van de bodemmicroorganismen. Omdat iedere methode zijn beperkingen heeft zijn meestal meerdere parameters nodig om betrouwbare conclusies te kunnen trekken (Brookes, 1995).

Bij bodemecologisch onderzoek van landbouwgronden en natuurterreinen worden meerdere biologische parameters tegelijk gemeten om een zo volledig mogelijk inzicht te krijgen in effecten van bodemverontreiniging en beheersmethoden op bodemecosystemen. Alterra verricht, naast traditionele metingen van de bodemademhaling, metingen van o.a. de microbiële biomassa, groeisnelheid, en genetische diversiteit (DNA-polymorfie). De gebruikte methoden (automatische beeldverwerking, inbouw van gelabelde verbindingen door microben, analyse van DNA-bandenpatronen met denaturatie gradiënt gel elektroforese) komen oorspronkelijk uit de aquatische ecologie (Bjørnsen, 1986; Moriarty, 1986, Muyzer *et al.*, 1993), en worden sinds ongeveer 1990 toegepast in de bodemecologie met goede resultaten (Bååth, 1990; Bloem *et al.*, 1995a). Uit recent onderzoek van Alterra blijkt dat in landbouwgronden die licht met koper zijn verontreinigd (70-200 mg Cu kg⁻¹) de bacteriële groeisnelheid, gemeten als thymidine en leucine inbouw, na 13 jaar nog steeds met 75% is gereduceerd terwijl de biomassa en de ademhaling niet significant lager zijn dan in schone grond. Bij toevoeging van koper aan schone grond werd de groeisnelheid al geremd bij 10 mg Cu kg⁻¹, terwijl de biomassa en de ademhaling pas bij 100 mg Cu kg⁻¹ afnamen. De bodemademhaling is relatief ongevoelig voor verontreiniging met zware metalen (Brookes, 1995). Bååth (1992) en Díaz-Raviña en Bååth (1996) vonden ook significante effecten van zware metalen op de bacteriële thymidine- en leucine-inbouw. Bij ernstiger verontreinigingen met nikkel, chroom en zink werden ook grote reducties (met 66-95%) in de bacteriële biomassa aangetoond. Ook de genetische diversiteit was gereduceerd. In verontreinigde gronden werden minder bacteriële DNA-banden (30-40) gevonden dan in schone controle gronden (50). Dit duidt op een lagere genetische diversiteit van de bodemmicro-organismen op verontreinigde locaties.

Deze technieken, waarbij bacteriële parameters op directe wijze worden gemeten, lijken dus veelbelovend voor het meten van effecten van bodemverontreiniging en bedrijfsvoering op microorganismen in de bodem. Er kan ook interessante informatie worden verkregen met (indirecte) selectieve tellingen van uit de bodem geïsoleerde bacteriën die kunnen groeien op bepaalde voedingsmedia (Doelman *et al.*, 1994). Op deze wijze kan de gevoeligheid voor en resistentie tegen verontreiniging met zware metalen worden bepaald. Een nadeel van dergelijke technieken is dat slechts een klein deel (<10%) van de totale bacteriepopulaties in de bodem kan worden geïsoleerd en gekweekt. Daarom is hier gekozen voor methoden waarbij zoveel mogelijk de totale *in situ* aanwezige populatie wordt gemeten. De bacteriële biomassa en activiteit hangen direct samen met het functioneren van het bodemecosysteem.

4.2 Materiaal en methoden

Monstername en bewerking monsters

Monstername vond plaats in combinatie met die voor de abiotische monsters van het LMB. Per bedrijf (of locatie) werden vier mengmonsters van tachtig grondkernen verzameld verspreid over alle percelen. Deze grondmonsters werden genomen met een graszodeboor (diameter 2,3 cm, diepte 10 cm). Op akkers werd tussen de gewasrijen gemonsterd. Uit één van de vier mengmonsters werd na homogenisatie met de hand een submonster getrokken. Hiervoor werd een glazen pot van 700ml liter met grond gevuld. Potten van meerdere locaties werden centraal verzameld en koel opgeslagen (4 °C). Eens per week werden de monsters bij het voormalig laboratorium van het AB in Haren afgeleverd. De monsters kwamen verspreid over het voorjaar en de zomer binnen. Ze werden opgespaard en tot verwerking bij 12 °C bewaard. Vervolgens werden ze in series (van 24 monsters) geanalyseerd. Omdat bij het bodemmeetnet een locatie in principe eens in de 5 jaar wordt gemeten mogen de resultaten niet afhangen van het tijdstip van monstername. Anders zouden toevallige omstandigheden zoals temperatuur, vochtgehalte en ontwikkelings-stadium van het gewas de resultaten te veel beïnvloeden. Daarom werden de monsters in het lab eerst op een standaard vochtgehalte van 50% van het water-houdend vermogen gebracht en vervolgens een maand geïncubeerd bij een constante temperatuur van 12 °C. Op deze wijze werden de microbiologische indicatoren zoveel mogelijk onder standaard condities gemeten.

Specifieke metingen

Het totale aantal bacteriën en de afmetingen van de cellen werd bepaald door middel van directe microscopische tellingen (Bloem *et al.*, 1995b,c). Dit gebeurt in grondpreparaten waarin de microorganismen zijn gekleurd met een fluorescerende verbinding. Uit het aantal en de afmetingen worden het biovolume en de biomassa berekend. Deze metingen zijn subjectief, onnauwkeurig en tijdrovend als ze met het oog worden verricht. Daarom heeft Alterra apparatuur en een computerprogramma ontwikkeld waarmee deze metingen volledig automatisch worden uitgevoerd met behulp van een confocale laser-scan microscoop en automatische beeldverwerking (Bloem *et al.*, 1995a).

De groeisnelheid van bacteriën werd bepaald door de inbouw van radioactief gelabelde ³H-thymidine en ¹⁴C-leucine in respectievelijk DNA en eiwitten te meten (Michel en Bloem, 1993). Omdat de thymidine met ³H en de leucine met ¹⁴C is gelabeld kunnen beide parameters (de microbiële DNA- en eiwit-synthese) in één bepaling worden gemeten. Het verband van de groeisnelheid met thymidine-inbouw is constanter dan met leucine-inbouw. Daar staat tegenover dat sommige soorten bacteriën, vooral anaerobe, thymidine niet kunnen inbouwen, terwijl leucine door vrijwel alle bacteriën kan worden ingebouwd. Daarom worden beide methoden gelijktijdig gebruikt. De incubaties zijn zo kort (circa 1 uur) dat de groeisnelheid van de bacteriën niet verandert tijdens de incubatie. Dit gebeurt pas nadat de lopende DNA-replicatieronde is voltooid. In principe wordt dus de *in situ* groeisnelheid

gemeten. Ook de biomassameting wordt aan de gestandaardiseerde monsters gedaan. Na de incubatieperiode van 1 maand wordt een deel van het monster gefixeerd en geconserveerd met formaldehyde. Zowel de biomassa- als de groeisnelheidsmeting zijn ook toepasbaar in anaerobe monsters (Moriarty, 1986).

De potentiële nitrificatie werd bepaald volgens Alef (1995). Omdat de nitrificatiemetingen op zich al 3 weken duren werden deze monsters voor de meting niet een maand geïncubeerd, maar meteen na het op constant vochtgehalte brengen ingezet. Hierbij werd ammoniumsulfaat (1 mg g^{-1} grond) toegevoegd en werd de grond 3 weken geïncubeerd bij $25 \text{ }^\circ\text{C}$. Daarna werd de hoeveelheid ammonium en nitraat gemeten. Hiervan werden de gehalten van blanco's afgetrokken. De blanco's werden geïncubeerd bij $20 \text{ }^\circ\text{C}$.

Op een beperkt aantal bedrijven werd ook de genetische diversiteit van de bacteriën bepaald met een recent ontwikkelde moleculair biologische techniek. Hierbij wordt DNA geëxtraheerd uit de grond en vermenigvuldigd door middel van PCR (Polymerase Chain Reaction). De genetische samenstelling van het DNA wordt in kaart gebracht met behulp van Denaturatie-Gradiënt Gel Electroforese (DGGE) in de vorm van een bandenpatroon (Muyzer *et al.*, 1993). Het aantal banden is een afspiegeling van het aantal groepen abundante bacteriën, en de intensiteit van een band is een maat voor de relatieve abundantie van de betreffende groep. De bandenpatronen kunnen met automatische beeldverwerking worden geanalyseerd en gekwantificeerd.

Gegevensbewerking en opslag

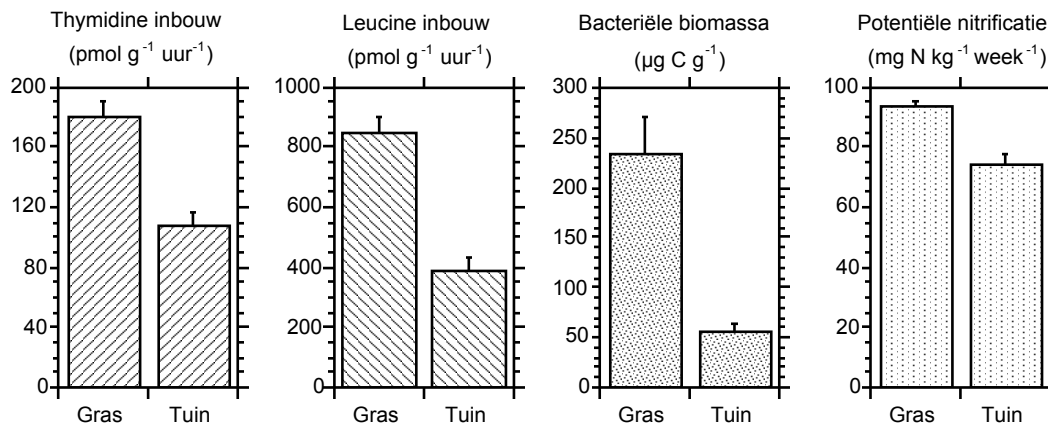
Voor de bepalingen werden uit de mengmonsters van ieder bedrijf de volgende aantallen (sub)replicaties gebruikt: bacteriële groeisnelheid (thymidine en leucine inbouw) 3; bacteriële biomassa 3, potentiële nitrificatie 1, genetische diversiteit 2. De statistische significantie van verschillen tussen de twee categorieën LMB bedrijven (grasland en tuinbouw) werd, na log-transformatie van de gegevens, getoetst door middel van variantieanalyse (F-toets gevolgd door Student-t-toets).

4.3 Resultaten en conclusies

Indicatorwaarden in de grasland en tuinbouwbedrijven van het LMB

De geselecteerde microbiologische deelindicatoren zijn zeer goed meetbaar. De variatiecoëfficiënt binnen mengmonsters per bedrijf (3 replicaties) bedroeg respectievelijk 10, 6 en 40% voor de thymidine inbouw, leucine inbouw en de biomassa metingen. Dit is de spreiding van de methode op zich en de inhomogeniteit van de mengmonsters. In het LMB hebben we bovendien te maken met verschillen tussen bedrijven. De spreiding tussen de 20 c.q. 17 bedrijven binnen één categorie in het meetnet was wat hoger: circa 30% voor de groeisnelheidsmetingen en circa 60% voor de biomassametingen (zie bijlage). Bij 20 en 17 replicaties per bedrijfstype (respectievelijk grasland en tuinbouw) was het onderscheidend

vermogen van alle indicatoren ruim voldoende om statistisch significante verschillen aan te tonen tussen de twee categorieën (Fig. 4.1).



Figuur 4.1 De groeisnelheid weergegeven als thymidine inbouw (DNA-synthese) en leucine inbouw (eiwitsynthese), biomassa en potentiële nitrificatie van bacteriën in de grasland- en tuinbouw-bedrijven. De foutenbalken tonen de standaardfout (SE, $n=20$ voor grasland en $n=17$ voor tuinbouw).

Variante analyse van de (log-getransformeerde) gegevens leverde voor alle indicatoren een overschrijdingskans (P) op die kleiner was dan 0.0001. De thymidine- en leucine inbouw wijzen op een circa 50% lagere bacteriële groeisnelheid in tuinbouwgrond ten opzichte van de graslanden. De bacteriële biomassa in tuinbouwgrond was slechts een kwart van die in grasland. De potentiële nitrificatie was hoog in alle graslanden en in de meeste tuinbouwgronden. Gemiddeld was de potentiële nitrificatie in de tuinbouwbedrijven 20% lager. In een drietal tuinbouwgronden was de nitrificatie minstens de helft lager dan in de andere gronden. Alle indicatoren geven dus significant lagere waarden voor de tuinbouwbedrijven. Indicatorwaarden in de vervuilde en schone referenties

Naast de bedrijven van het meetnet werden ook enkele schone en vuile referenties bemonsterd. Voor de graslanden op zeekei werden een ecologisch bedrijf (schoon) bemonsterd, en twee locaties waar baggerspecie en slootslib op het land was gebracht (vuil, in feite licht verontreinigd). Een derde potentieel vervuild grasland bleek niet aantoonbaar verontreinigd te zijn. Op de verontreinigde locaties was de bacteriële groeisnelheid (thymidine en leucine inbouw) relatief laag, ongeveer 40% lager dan de gemiddelde waarden voor de graslanden van het meetnet (tabel 4.1). De bacteriële biomassa was extreem laag voor een grasland en bedroeg $20 \mu\text{g C gram}^{-1}$ grond. Dit is 75% lager dan de biomassa in het ecologische graslandbedrijf ($75 \mu\text{g C g}^{-1}$) en ruim 90% lager dan de gemiddelde biomassa voor de graslanden uit het meetnet ($233 \mu\text{g C g}^{-1}$). De vervuilde locaties gaven dus relatief lage waarden voor de bacteriële biomassa en activiteit.

Door de intensieve bedrijfsvoering en het gebruik van bestrijdingsmiddelen kunnen de tuinbouwbedrijven van het meetnet als relatief "verontreinigd" worden beschouwd, en kan worden verwacht dat de microbiële biomassa en activiteit lager is dan in een schone grond van

een ecologisch tuinbouwbedrijf. De bacteriële groeisnelheid in het ecologische tuinbouwbedrijf was inderdaad circa 50% hoger dan het gemiddelde van het meetnet. De biomassa was echter bijzonder laag, 80% lager dan gemiddeld in het meetnet. De oorzaak voor deze kleine maar buitengewoon actieve bacteriepopulatie is niet duidelijk. De potentiële nitrificatie was hoog in alle referenties, ook in de graslanden op verontreinigde bodems (tabel 4.1).

Tabel 4.1 Indicatorwaarden micro-organismen: bacteriële groeisnelheid (thymidine en leucine inbouw in DNA en eiwitten), biomassa, potentiële nitrificatie en genetische diversiteit in grasland- en tuinbouwbedrijven van het meetnet en in de referenties. gem. LMB= gemiddelde van categorie uit LMB. n=aantal locaties c.q. waarnemingen. Mate van significantie: *= $p \leq 0.05$, **= $p \leq 0.01$, ***= $p \leq 0.001$. Zie bijlage 5 en 7 voor tabel met gedetailleerde gegevens

Micro-organismen	Grasland op zeelei			Tuinbouw		Significantie
	gem. LMB (n=20)	Ecologisch (n=1)	verontreinigd (n=2)	gem. LMB (n=17)	ecologisch (n=1)	
Indicatoren:						
Thymidine inbouw (picomol/g.uur)	180	198	110	108	151	***
Leucine inbouw (pocomol/g.uur)	848	916	491	393	612	***
Biomassa ($\mu\text{g C/g}$)	233	75	21	56	10	***
Potentiële nitrificatie (mg NO ₃ -N/kg.week)	94	97	101	74	84	***
Genetische diversiteit (aantal DNA banden)	50.8	52.0	54.0	49.5	43.0	
aantal replica's	1	2	4	1	2	

* aantal replicaties: voor het meetnet is dit het aantal bedrijven, voor de referenties het aantal mengmonsters van één bedrijf.

Genetische diversiteit

Als aanvulling op het project is in de referenties ook de biodiversiteit van de bacteriën gemeten met een recent ontwikkelde moleculair biologische techniek (DGGE). Dit levert een DNA profiel op waarbij het aantal DNA-banden het aantal aanwezige genotypen (soorten) weerspiegelt. In schone gronden worden meestal circa 50 DNA banden gevonden, maar dit aantal kan in verontreinigde gronden sterk afnemen (tot circa 30). Om de variatie in de tijd te onderzoeken werden 1 grasland en 1 akkerbouwbedrijf van het meetnet bemonsterd in juni, september en november 1997 en in maart 1998. Het aantal genotypen was gedurende het jaar vrij constant. Het gemiddelde aantal DNA banden bedroeg 50.13 met een standaardafwijking van 2.34 (n=8) en een range van 48 tot 56. Er was geen significant verschil tussen het grasland en het akkerbouw bedrijf. Ook in de vuile en schone referenties werden circa 50 (49-54) genotypen gevonden, met uitzondering van het ecologische tuinbouwbedrijf waar de

diversiteit significant lager was met 43 genotypen (tabel 4.1). Dit was hetzelfde bedrijf waar ook de biomassa extreem laag was.

Bruikbaarheid van de indicatoren

De indicatoren zijn goed in te passen in de meetnetinfrastructuur. Ze zijn bruikbaar om verschillen tussen locaties en trends in de tijd aan te tonen. De waarde van de indicatoren hangt niet alleen af van de mate van bodemverontreiniging maar ook van de grondsoort en het landgebruik.

Ontwikkeling van referenties

De vraag wat een normale waarde is kan pas worden beantwoord als er meer metingen zijn verricht op andere locaties van het LMB. De gemiddelde waarde per bedrijfstype en grondsoort, gebaseerd op circa 20 replicaties, kan dan dienen als "normale" referentiewaarde of streefwaarde. Als 1 of meer indicatoren op een bepaalde locatie te ver (bijvoorbeeld meer dan de standaardafwijking of het 5%-percentiel) onder de referentie liggen, kan dat aanleiding zijn tot nader onderzoek.

5 Resultaten deelindicator: Micro-organismen-2 fysiologische karakterisering m.b.v. Biolog-platen

5.1 Inleiding

Rol en functie van de deelindicator voor karakterisering bodemecosystemen

Bacteriën verzorgen een groot aantal omzettingen in de bodem. Voor het uitvoeren van de functies zoals mineralisatie van koolstof en stikstof (het vrijmaken van koolstof en stikstof uit complexe verbindingen) zijn bacteriën verantwoordelijk. Ook voor de afbraak van verschillende soorten verbindingen zijn bacteriën of bacteriegroepen verantwoordelijk. Als er een groep bacteriën uitvalt, zal ook een deel van de mineralisatie niet meer plaatsvinden en hopen de niet gemineraliseerde stoffen zich op in het milieu.

Microbiële gemeenschappen bevatten een zeer groot aantal bacteriën. De samenstelling van een dergelijke gemeenschap kan op verschillende wijzen gekarakteriseerd worden. De bepaling van de soortensamenstelling en abundantie van soorten, zoals gebruikelijk bij de karakterisering van hogere organismen, is bij bacteriegemeenschappen niet mogelijk. Twee andere methoden zijn de genetische en de fysiologische karakterisering van de gemeenschap. Bij de genetische karakterisering wordt over het algemeen nagegaan welke verschillende 16S rDNA sequenties van de bacteriën aanwezig zijn (zie hfdst. 4). De karakterisering met behulp van de Biolog-methode is een fysiologische karakterisering waarbij wordt gemeten welke substraten in een gedefinieerd testsysteem kunnen worden omgezet. In het Biolog systeem wordt gelijktijdig getest op de omzetting van 31 verschillende substraten door één microbiële gemeenschap. De relatieve intensiteit van de 31 omzettingsreacties ten opzichte van het gemiddelde van alle reacties samen, levert karakteristieke kenmerken van die gemeenschappen. Dit is weer te geven als een “fingerprint” van substraat-omzettingen, waarmee ecosystemen kunnen worden herkend.

Plaats in LSF-indicatorsysteem

Bacteriën zijn de basis van de voedselpiramide in de bodem. Als zodanig nemen ze een centrale plaats in het voedselwebmodel dat ten grondslag ligt aan het indicatorsysteem. Met behulp van Biolog-platen kunnen groepen van micro-organismen van elkaar worden onderscheiden op basis van metabolische eigenschappen. Met behulp van deze indicator wordt de microbiële gemeenschap in een ecosysteem verder gedifferentieerd binnen de algemene karakteristieken als “totale aantallen”, “totale activiteit” (bodemademhaling, ^{14}C -leucine en ^3H -thymidine inbouw), en de “nitrificatie capaciteit”. In principe biedt de indicator een uitdrukking voor de diversiteit van de functies binnen een microbiële gemeenschap.

Plaats in het pilot-project

Het Bodembologisch Indicatorsysteem is ontworpen om een link te leggen tussen diversiteit en functies. De Biologmethode is een veelbelovende techniek om dit aspect zichtbaar te maken bij bodembacteriën die niet op uiterlijke kenmerken te onderscheiden zijn. Metingen zijn nog nooit op grote schaal of in meetnetverband uitgevoerd.

Met behulp van de variabelen verkregen met het Biolog-systeem kunnen ecosystemen worden vergeleken op basis van hun functioneren en kan (wanneer voldoende referentiegegevens zijn verzameld) een uitspraak worden gedaan over een eventuele afwijking in functioneren van het ecosysteem.

5.2 Materiaal en methoden:

Monstername, bewerking monsters

Monstername vond plaats in combinatie met die voor de abiotische monsters van het LMB. Per bedrijf (of locatie) werden vier mengmonsters van tachtig grondkernen verzameld verspreid over alle percelen. Deze grondmonsters werden genomen met een graszodeboor (diameter 2,3 cm, diepte 10 cm). Op akkers werd tussen de gewasrijen gemonsterd. Uit één van de vier mengmonsters werd na homogenisatie met de hand een submonster getrokken. Hiervoor werd een glazen pot van 700 ml met grond gevuld. Potten van meerdere locaties werden centraal verzameld en koel opgeslagen (4 °C).

Na ontvangst van de monsters zijn ze overgebracht naar een klimaatkamer van 12 °C. In de eerste week na ontvangst werden ze gezeefd over een 3 mm zeef en werd het watergehalte en de waterhoudende capaciteit (WHC) bepaald. Vervolgens werden de monsters bewaard tot de eerste serie van 36 aanwezig was.

Verwerking vond plaats door de monsters in groepen van 8 per week op 50 % van de WHC te brengen. Ze werden zo vier weken bij 12 °C geïncubeerd.

Na +/- 10 dagen werd een vóórtelling gedaan van de kolonievormende eenheden (CFU's) in 0,1 trypton-soya agar (Oxoid), plaattellingen gebeurden na 20 dagen kweken bij 20 °C.

Na de 4 weken incubatie van de grondmonsters werden de suspensies gemaakt en ingezet in vier z.g. ECO-platen (Biolog) bij 4 verdunningen, op basis van de voortellingen (gestreefd werd naar 5000, 1500, 500 en 50 CFU/well). Tegelijk werden opnieuw telplaten geënt met de gebruikte suspensies voor de ECO-platen. Op basis van deze laatste tellingen zijn verder de berekeningen uitgevoerd met de Biologgegevens.

Procedure voor het inzetten van de Biologplaten

10 g grond (drooggewicht) werd verdund met 100 ml water en 1 minuut gemengd in een Waring blender (high speed). De suspensies werden daarna gecentrifugeerd bij 500 g en het supernatant werd verdund tot de gewenste concentraties. Vervolgens werden de Biologplaten geënt met 100 µl per well.

De platen werden op een schudincubator bij 20 °C en 100 rpm. geïncubeerd. De verkleuring werd gedurende 6 dagen iedere 24 uur gemeten m.b.v. een beeldanalyse apparaat gekoppeld aan een computer.

Gegevensbewerking en opslag

De ruwe meetgegevens zijn bewerkt zoals beschreven in Breure et al. (1997). Uit de bewerking komen een ‘capaciteitsparameter’ ($\log CFU_{50}$), een diversiteitsindicator en een fingerprint.

De $\log CFU_{50}$ geeft het aantal bacteriën (gemeten als CFU’s) dat nodig is om de helft (50%) van de gemiddelde kleuromzetting (substraatafbraak) in een biologplaat te halen. Hierin spelen zowel het aantal substraten als de mate van kleuring een rol. Bij toenemende substraatomzetting-capaciteit van het bacteriënmengsel in een extract neemt de $\log CFU_{50}$ -waarde af. M.a.w. bij een grotere verscheidenheid aan stammen of fysiologische mechanismen van de individuele bacteriën zijn kleinere aantallen nodig om een bepaald aantal substraten af te breken.

Een andere parameter uit de bewerking is een diversiteitsindicator h , die aangeeft of er veel substraatafbraak-activiteiten zijn die sterk afwijken van het gemiddelde. Maximale theoretische waarde voor h is 1,6. Hierbij zijn alle substraatafbraak-activiteiten, uitgedrukt als hoeveelheid indicatorverkleuring per tijdseenheid, gelijk. De waarde van h neemt af naar mate er meer substraatactiviteiten van het gemiddelde gaan afwijken.

Daarnaast wordt per aangeboden substraat de relatieve abundantie van organismen gemeten via een kleurreactie die bij substraatomzetting ontstaat. Dit levert een “fingerprint” die via clusteranalyse kan worden vergeleken met andere ecosystemen. De genormaliseerde gegevens worden opgeslagen in de database

5.3 Resultaten

De gemeten substraatomzettings-capaciteit ($\log CFU_{50}$) en de diversiteitsparameter h zijn samengevat in onderstaande Tabel 5.1. Tevens is berekend hoeveel grondmonster nodig is om volgens deze methode 50% van de omzettings-capaciteit te bereiken.

Uit Tabel 5.1 blijkt, dat de microbiële gemeenschappen van tuinbouwgronden in de test gemiddeld 7 keer zo veel omzettingscapaciteit vertonen als de bacteriën in graslanden (CFU_{50} resp. 5370 en 741). Andersom zijn in graslanden dus 7 keer zoveel bacteriën nodig om dezelfde gemiddelde activiteit in een biolog-teststelsel te halen.

De microbiële substraatomzettings-capaciteit van de verontreinigde graslanden blijkt hoog (ca. 4x) te zijn in vergelijking met de andere weilanden, terwijl het ecologische graslandbedrijf dicht bij het gemiddelde scoort. Opmerkelijk is dat het ecologische tuinbouwbedrijf een zeer hoge substraatomzettings-capaciteit vertoont. Deze ligt in lijn met het hoge categorie-gemiddelde van de LMB-tuinbouwbedrijven.

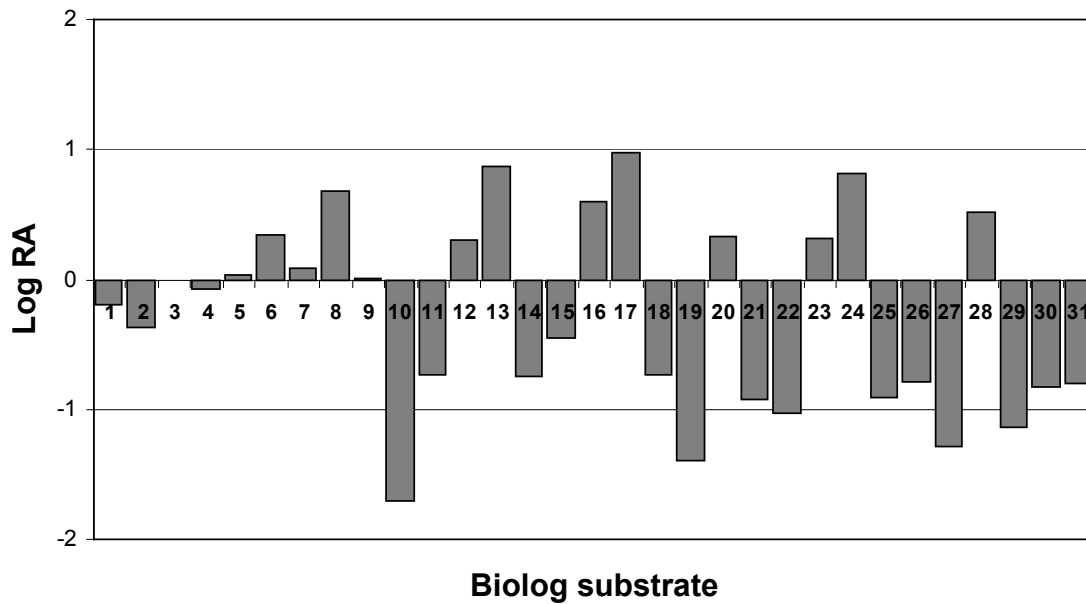
Voor wat betreft de diversiteitsmaat h scoren de LMB-bedrijven en referenties verschillend binnen de twee grondgebruikscategorieën. Bij de graslanden hebben de referentiebedrijven allemaal een relatief hoge waarde. Uit de lagere h -coëfficiënt in de LMB-bedrijven blijkt dat de variatie tussen de verschillende substraatomzettingen hier het grootst is. Dit sluit aan bij het beeld (trend) van de $\log CFU_{50}$ in graslanden. Het ecologische tuinbouwbedrijf heeft een relatief lage diversiteit aan substraat-afbraakroutes, terwijl de $\log CFU_{50}$ juist duidt op een hoge omzettingscapaciteit.

Tabel 5.1 Indicatorwaarden substraatomzettings-activiteit ($\log CFU_{50}$) en diversiteit (h) van microbiële afbraakroutes op meetnetlocaties en referenties, gebaseerd op de Biologtoets. gem. LMB= gemiddelde van categorie uit Landelijk Meetnet Bodem-kwaliteit. n =aantal locaties c.q. waarnemingen. Mate van significantie: * = $p \leq 0.05$, ** = $p \leq 0.01$, *** = $p \leq 0.001$. Zie bijlage 6 en 7 voor tabel met gedetailleerde gegevens

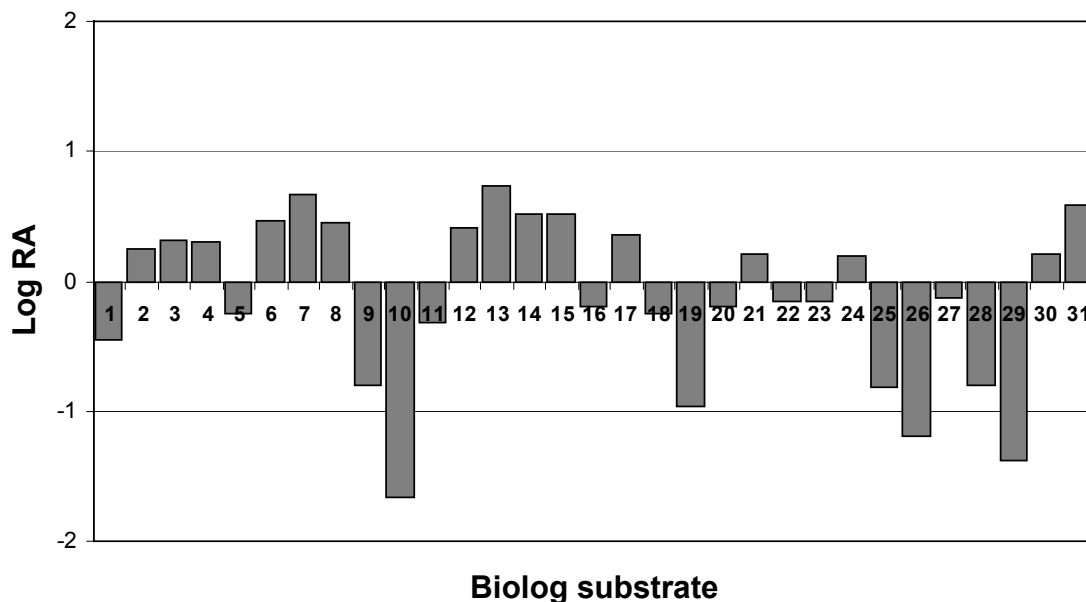
Micro-organismen Indicatoren:	Grasland op zeelei			Tuinbouw		Significantie verschil LMB grasl.-tuinb.
	gem. LMB ($n=20$)	Ecologisch h ($n=1$)	Verontreinigd ($n=2$)	gem. LMB ($n=17$)	ecologisch ($n=1$)	
LogCFU₅₀ (aantal nodig voor omzetting 50% v/d substraten)	3.73	3.45	3.06	2.87	2.35	***
h-coëfficiënt (evenness)	0.39	0.54	0.50	0.60	0.44	***
gg50 (μg grond met 50% substraatomzettings-capaciteit)	95	14	7.5	44	13	*

Wanneer de berekende omzettingscapaciteiten teruggevoerd worden op de bacteriedichtheden in de bodem kan uitgerekend worden hoeveel grond nodig is om de bacteriën te verkrijgen die nodig zijn voor 50% van de substraatomzettingsactiviteit in een biologplaat. In grote lijnen geeft deze maat hetzelfde beeld als de $\log CFU_{50}$.

De gemiddelde fingerprints voor de twee bedrijfstypen zijn weergegeven in figuur 5.1 en 5.2.

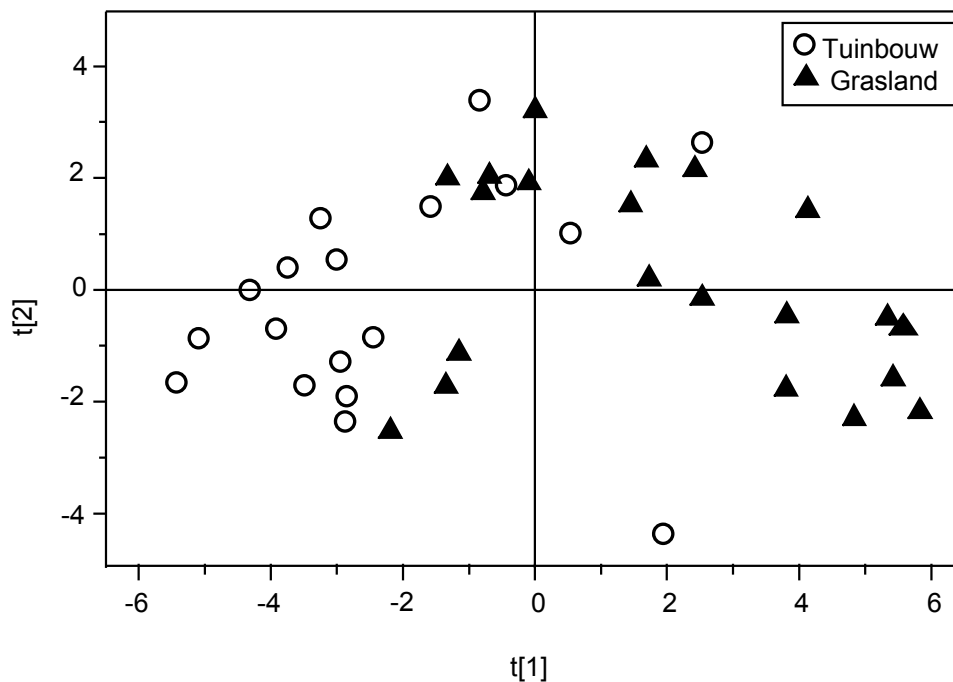


Figuur 5.1 Gemiddelde 'Fingerprint' voor substraatafbraak-activiteit op 20 LMB-grasland locaties. Log RA= Relative Abundance van omzettingsreactie t.o.v gemiddelde waarde



Figuur 5.2 Gemiddelde 'Fingerprint' voor substraatafbraak-activiteit op 20 LMB-tuinbouw locaties. Log RA= Relative Abundance van omzettingsreactie t.o.v gemiddelde waarde.

Uit deze figuren blijkt een groot verschil in aanwezigheid van afbraakroutes in de twee soorten ecosystemen. Ook in de clusteranalyse blijken beide ecosystemtypen goed van elkaar te onderscheiden. (figuur 5.3).



Figuur 5.3 Ordinatie diagram van fingerprints van substraatafbraak in LMB-vollegegrond-tuinbouwbedrijven en graslanden op zeeklie langs de eerste en tweede hoofdas van principale componentenanalyse. De assen zijn dimensieloos.

In het diagram liggen de weilanden over het algemeen rechts en de tuinbouwbedrijven clusteren in twee groepen: links en midden boven.

5.4 Discussie en conclusies

De metingen blijken goed in een meetnetcontext te kunnen worden uitgevoerd. De vraag naar het onderscheidend vermogen van de indicator kan positief beantwoordt worden: de twee groepen ecosystemen blijken goed te onderscheiden te zijn op basis van microbiële karakteristieken die met de biologmethode gemeten kunnen worden. Door de nog jonge ontwikkeling van de biologmethode is vergelijking met een lijst van referentiewaarden niet mogelijk. De referentiegegevens moeten binnen het project worden verzameld.

Wanneer de microbiologische gegevens uit het vorige hoofdstuk gecombineerd worden met de resultaten van de Biolog-test blijkt dat de onderzochte graslanden op klei per gram grond een veel grotere bacteriegemeenschap herbergen. De kleinere microbiële gemeenschap in de tuinbouwgronden vertoont echter een hogere activiteit en diversiteit. Processen zullen hier per saldo sneller verlopen.

6 Resultaten deelindicator: nematoden

6.1 Inleiding

Rol en functie van de indicatororganismen in bodemecosystemen

Nematoden komen in alle bodems voor in grote aantallen en verscheidenheid. Inmiddels is een aanzienlijke hoeveelheid informatie aanwezig over de nematodenfauna in bossen, grasland, landbouwgrond, waterbodem en getijdengebieden. Nematoden voeden zich met bacteriën, schimmels, (kleine) dieren en planten. Met name de parasitaire levenswijzen op landbouwgewassen en vee hebben veel aandacht gekregen, van wege het economisch belang dat hiermee gemoeid is. Het merendeel van de nematoden in de bodem draagt door hun activiteit echter bij aan de ecologische functie van de bodem. Door begrazing van de microflora beïnvloeden microbivore (en predatore) nematoden de mineralisatie van nutriënten. Herbivore nematoden voeden zich met sappen (celinhoud) uit plantenwortels en kunnen van significante invloed zijn op de primaire productie.

Aan de hand van de voornaamste voedselbron worden de volgende functionele groepen onderscheiden: bacterivore, fungivore, carnivore, omnivore, algenetende en herbivore nematoden. De functionele groep waartoe een soort behoort kan in veel gevallen al bepaald worden aan de hand van de vorm van de mondholtte en de specifieke differentiatie van onderdelen (bijv. een mondstekel of tandjes). De nematodenfauna is ook in te delen op grond van andere ecologische eigenschappen, nl. de zo genaamde 'life history' kenmerken. Deze eigenschappen hebben te maken met de manier waarop een organisme reageert op de biotische en abiotische omstandigheden van zijn leefomgeving. Soorten die bijv. vlug kunnen reageren op plotselinge voedselrijke situaties, door snelle reproductie worden 'enrichment opportunisten' genoemd. Daarnaast zijn er 'general opportunisten' en K-strategen (lange levenscyclus, lage reproductie, specifieke aanpassingen) te onderscheiden. Deze tweede ecologische indeling ligt ten grondslag aan de Maturity Index voor nematoden (Bongers 1990).

Omgevingsfactoren zoals voedselbeschikbaarheid, vegetatiesamenstelling en abiotische omstandigheden (bodemtype) bepalen welke combinatie van nematodensoorten (en functionele groepen) wordt aangetroffen.

Plaats in LSF-indicatorsysteem

Nematoden komen in principe terug op drie plaatsen in het indicatorsysteem, nl. als begrazers van bodembacteriën en schimmels, als planteneters en als (kleine) predatoren. Dit zijn allen deelprocessen binnen de life support functie 'Recycling Voedingsstoffen'.

Voor nematoden zijn verschillende indicatoren af te leiden. Naast 'het aantal soorten per functionele groep' en het aantal te onderscheiden functionele groepen, kunnen ook meer specifieke indices gebruikt worden. Dit zijn de Maturity Index en eventueel varianten in de vorm van een MI per functionele groep.

Plaats in het pilotproject

De nematodenfauna wordt reeds sinds 5 jaar als ecologische indicator gebruikt binnen het LMB (Groot et al, 1996; 1998). Op die manier konden meetgegevens op efficiënte wijze worden gecombineerd. De LSF-pilot is in 1997 uitgevoerd op de LMB-locaties van dat meetjaar. Het was tevens de laatste uit de eerste 5-jarige LMB-cyclus. De nematodenfauna was dus 1 van de 5 indicatieve variabelen voor LSF van de bodem die uitgetoet zijn op de 37 LMB-locaties.

Ook in de andere twee onderdelen van het pilotproject is de nematodenfauna geanalyseerd, nl. als onderdeel van de voedselwebstudie en bij metingen op de referentie-locaties. Bij de voedselwebanalyse is hoofdzakelijk naar de dichtheid en biomassa van de verschillende functionele groepen in het totaal gekeken. Bij dit onderdeel is de soorten-samenstelling niet bepaald, waardoor er voor deze twee locaties geen andere indicatoren op basis van de nematodenfauna zijn af te leiden. Op de referentie-locaties (verontreinigd en schoon) is wel een volledige analyse van de soortensamenstelling uitgevoerd.

6.2 Materiaal en methoden

Monsternamen en bewerking monsters

Ook de nematodenbemonstering is vrijwel geheel geïntegreerd met die van de abiotische LMB-mengmonsters. Zowel de nematodensamenstelling als de microbiologische parameters werden bepaald aan een submonster van een bedrijfsmengmonster 1 (bestaande uit 80 bodemkernen). Hiervoor werden de nog intacte kernen in de emmer voorzichtig met de hand verkruid en door elkaar geschepd. Vervolgens werd een glazen pot (1 l) gevuld met grond (ca. 500g). De potten met grondmonster werden verder vervoerd in een coolbox om de temperatuur zo constant mogelijk te houden. 's Avonds werden de monsters opgeslagen in een koelcel bij 4°C. Binnen een week werden de monsters gedistribueerd voor biologische analyses. In het geval van de nematodenfauna werden de grondmonsters afgeleverd bij het Bedrijfslaboratorium voor Grond en Gewasonderzoek. Hier vond extractie plaats volgens de Oostenbrink-methode.

Specifieke metingen

Een hoeveelheid grond (meestal 100g) wordt in suspensie gebracht waardoor de dieren van de gronddeeltjes worden losgespoeld. Vervolgens wordt de suspensie gezeefd om fijne lutum en organische deeltjes te verwijderen. Tot slot vindt scheiding van levende dieren en resterende gronddeeltjes plaats m.b.v een wattenfilter. De nematoden kruipen hier actief doorheen en worden verzameld in een kleine hoeveelheid water.

Het totale aantal nematoden in 100g grond wordt geschat door 2 x 10% van de geëxtraheerde dieren te tellen. Na telling wordt het monster gefixeerd. Vervolgens worden preparaten gemaakt om ca. 150 nematoden onder een lichtmicroscop te identificeren.

Gegevensbewerking en opslag

Aan de hand van de soortenlijsten kunnen verschillende indicatieve variabelen berekend worden. Dit zijn bijvoorbeeld het aantal soorten, functionele groepen, ecologische indices of combinaties daarvan. Het is van belang tot een zekere standaardisatie te komen van het detailniveau waarop geïdentificeerd wordt. Onvolwassen dieren, die vaak het meerendeel van de nematodenfauna uitmaken, zijn (meestal) niet tot op soort te identificeren. Door de soorten tot genera te bundelen wordt bijvoorbeeld een stabiel beeld van de samenstelling verkregen, echter met een zeker verlies aan detail-informatie.

De basisgegevens van de identificaties worden met andere LMB-resultaten opgeslagen in de z.g. NEMABASE. Voor het pilotproject zijn hieruit de gekozen indicatieve variabelen berekend in een spreadsheet nadat gegevens geclusterd waren op genus-niveau.

De waarden in de twee grondgebruikscategorieën zijn statistisch op significante verschillen getoetst m.b.v. variantie analyse.

Relaties met abiotische factoren zijn m.b.v. multiple regressie onderzocht. Dit is in hoofdstuk 11 verder uitgewerkt.

6.3 Resultaten en discussie

De resultaten zijn toegespitst op de onderzochte indicatorwaarden. In de bijlagen worden meer details per locatie gegeven. Gegevens over de nematodenfauna (o.a. soortensamenstelling) zijn tevens gerapporteerd in de serie over de biologische metingen in het LMB (Van Esbroek & Schouten, 1999).

In de LSF-pilot zijn het ‘aantal soorten per functionele groep’, ‘de diversiteit aan functionele groepen’, en de Maturity Index als belangrijkste indicatieve variabelen gekozen. De resultaten zijn samengevat in de onderstaande tabellen. Tevens is aanvullende informatie gegeven in de vorm van de totale dichtheid en Trofische Diversiteitsindex.

Verschillen tussen de locaties zijn m.b.v. variantie-analyse getoetst. Voor het pilotproject was het primair van belang om een beeld te krijgen van het onderscheidend vermogen van indicatieve variabele tussen bodemgebruiksvormen.

In de laatste kolom is te zien dat 6 van de 10 gekozen indicatoren significant verschillen tussen de twee LMB-categorieën. De variabelen die geen onderscheidend vermogen opleveren zijn allemaal uit ‘de groep met lage getalswaarden’. Zo is bijvoorbeeld het aantal te onderscheiden functionele groepen maximaal 5, tenzij overgegaan wordt tot een fijnere verdeling van de planten-eters of een combinatie met de Maturity Index. Hetzelfde geldt voor de diversiteit en schimmeleters, omnivoren en carnivore nematoden. Dit houdt echter niet in dat deze indicatoren geen waarde hebben. Juist in de groepen van omnivore en carnivore nematoden komen de meest verstoringsgevoelige soorten voor. Dit komt goed tot uiting bij het aantal taxa omnivoren. De gemiddelde waarde van graslanden en tuinbouw verschilt voor deze variabele weliswaar niet, toch lijkt er een duidelijke trend in het aantal gevonden soorten

van de verontreinigde graslandlocatie via de reguliere bedrijven naar het ecologische veeteeltbedrijf.

Tabel 6.1 Indicatoren op basis van de nematodenfauna, onderverdeeld naar meetnetlocaties en referenties. gem. LMB= gemiddelde van categorie uit LMB. n=aantal locaties c.q. waarnemingen. Mate van significantie: *= $p \leq 0.05$, **= $p \leq 0.01$, ***= $p \leq 0.001$. Zie bijlage 8 en 9 voor tabel met gedetailleerde gegevens.

Nematoden Indicatoren	Grasland op zeelei			Tuinbouw		Significantie
	gem. LMB (n=20)	Ecologisch (n=1)	verontreinigd (n=2)	gem. LMB (n=17)	ecologisch (n=1)	verschil LMB grasl.-tuinb.
Abundantie (aantal/100g)	4629	7570	2760	2069	10303	***
Aantal Taxa	26.1	36	32.5	21.8	13	*
Maturity Index	1.77	2.17	1.82	1.47	1.05	***
Trofische Diversiteits index	2.12	2.22	2.31	1.51	1.13	***
Aantal functionele groepen	3.9	5	4	4.3	3	n.s
Aantal taxa bacterie-etters	11.4	9	13.5	13.3	9	*
Aantal taxa schimmel-etters	2.1	3	3.5	2.1	0	n.s
Aantal taxa planten-etters	11.4	18	14	4.5	3	***
Aantal taxa omnivoren	1	4	0	1.2	1	n.s
Aantal taxa carnivoren	0.4	2	1.5	0.6	0	n.s

Binnen de graslandengroep scoren de indicatoren op de gekozen referentie bijna altijd het hoogst. Een uitzondering is het aantal soorten bacterie-etters, die echter ook indicatief zijn voor voedselverrijking en een hogere bemestingsgraad. Een hogere waarde van deze indicator is niet per definitie beter. Bij zeer voedselrijke omstandigheden neemt ook de diversiteit van bacterie-etters weer af door dominantie van enkele zeer opportunistische soorten.

Op de verontreinigde locatie is het totaal aantal nematoden beduidend lager. Dit hangt waarschijnlijk samen met de vershraling van dit braakliggende terrein. Op het aantal omnivore soorten na zijn de indicatieve variabelen echter hoger dan het gemiddelde van de LMB-locaties. Mogelijke verklaringen zijn, dat de beschikbaarheid van de verontreinigingen inmiddels zover afgenomen is dat ecologische effecten nog maar gering of afwezig zijn omdat het baggerdepot ca. 30 jaar is oud en het bodemmateriaal een grote bindingscapaciteit heeft. Ten tweede is er een verschil in bodemgebruik (agrarisch versus braakliggend) dat van doorslaggevend belang kan zijn. Als laatste zou er ook sprake kunnen zijn van een 'zinkvioletjes-effect'. D.w.z. dat er hoofdzakelijk een niet al te zware vorm van chemische stress is waardoor de heterogeniteit van de bodem vergroot wordt en er meer (zeldzame) soorten naast elkaar kunnen voorkomen. Dit vermoeden wordt bevestigd door de diversiteit aan bodemmijten op de verontreinigde locatie. Ook bij deze groep werd hier het hoogste aantal soorten aangetroffen.

De monsters van het ecologische tuinbouwbedrijf, dat als referentie voor het reguliere meetnet bedoeld was, leverden onverwachte resultaten op. Het totale aantal nematoden was zeer hoog, maar de diversiteitsindicatoren scoorden allemaal lager dan het gemiddelde van de tuinbouwbedrijven uit het LMB (tabel 6.1). De Maturity Index van 1,05 wijst op een zeer actieve bodem met een hoge (of recente) toevoer van organische stof. Mogelijk is de aangetroffen bodembioologische situatie representatief en de consequentie van een meer organische vorm van tuinbouw. Als dit zo is moet de keuze van het referentiebeeld opnieuw in overweging genomen worden. In ieder geval dient onderzocht te worden of de resultaten specifiek zijn voor deze locatie, of dat het beeld representatief is voor tuinbouw met een ecologische bedrijfsvoering.

Een deel van de aangetroffen bodembioologische aspecten op de tuinbouw-referentielocatie zijn terug te voeren op het bemonsteringstijdstip, geografische ligging, bodemsoort en de toegepaste landbouwkundige technieken. Het referentiebedrijf bevindt zich in de Flevopolder, op jonge grond en was ca. 10 jaar in ecologisch beheer. De mariene oorsprong van de grond is nog steeds goed te herkennen aan de schelpresten waarmee de bodem bezaaid is. Verder vond de monsternamen op de referentiebedrijven plaats in het late najaar. Ondanks de robuustheid van de gekozen indicatoren kan het monstertijdstip, afhankelijk van de voorgaande grondbewerking, van invloed zijn op de resultaten. Op de betreffende locatie waren de laatste gewassen geoogst en de resten op het land achtergelaten om de bodem van organische stof te voorzien. De hoge afbraakactiviteit was bovengronds waarneembaar door de grote aantallen insecten (vliegjes) op de rottende plantendelen. Voor de zekerheid is in februari van het opvolgend jaar (1998) opnieuw bodemmateriaal verzameld op het ecologische tuinbouwbedrijf. Er bleek een grote verschuiving te hebben plaatsgevonden in de dominantie van nematodensoorten. Ook de microbiologische activiteit was aanzienlijk minder geworden. Desondanks bleef het overall-beeld van de bodembioologische situatie ongeveer gelijk.

6.4 Conclusies

- De merendeel van de indicatoren gebaseerd op de nematodenfauna maakt onderscheid (verschilt significant) tussen de twee onderzochte bodemgebruikscategorieën.
- De indicatorwaarden met een geringe getalsmatige variatie (lage getallen, klein bereik) hebben een kleiner onderscheidend vermogen.
- De eerste pogingen om (positieve en negatieve) referentiebeelden te maken geven slechts gedeeltelijk het verwachte resultaat. Dit duidt op een kritische positie van het begrip “referentiebeeld”, zoals dat voor een index nodig is als historisch of geografisch “gewenst ijkpunt”.

7 Resultaten deelindicator: potwormen

7.1 Inleiding

Rol en functie van de indicatororganismen in bodemecosystemen

Potwormen (*Enchytraeidae*) zijn kleine verwanten van de regenwormen; beide behoren tot de orde van de *Oligochaeta*. Van oorsprong zijn het aquatische dieren en sommige soorten kunnen dan ook zowel in het water als in de bodem worden aangetroffen. Hoewel er geen morfologische aanpassingen tegen uitdrogen bekend zijn, komen potwormen over heel de wereld voor, tot in de poolstreken en in subtropische gebieden. Er zijn enkele honderden soorten terrestrische potwormen bekend. Afhankelijk van de habitat ligt hun dichtheid in de orde van 10^2 - $10^6 \cdot m^{-2}$. Ze zijn saprotroof/microtroof, maar waarschijnlijk spelen microben een hoofdrol in hun dieet. Evenals regenwormen kunnen ze grond en organisch materiaal in hun darm mengen, maar de gangetjes die potwormen maken zijn uiteraard een orde van grootte kleiner dan die van regenwormen. Dit betekent dat ze een andere invloed op de bodemstructuur en de daarmee samenhangende bodemfysische eigenschappen hebben dan regenwormen, maar niet dat ze minder belangrijk zijn.

Plaats in LSF-indicatorsysteem

De potwormen komen op twee plaatsen terug in het indicatorsysteem, n.l. bij de functie “Decompositie van organisch materiaal - proces: Fragmentatie, en bij de functie “Bodemstructuurvorming – proces bioturbatie en aggregaatvorming”. Ongetwijfeld spelen ze ook een rol van betekenis in het bodemvoedselweb, o.a. als voedselbron voor grotere bodemorganismen. Zowel de voedingswijze van, als de predatiedruk op de potwormen is moeilijk in te schatten. Ze zijn daarom niet in het ‘voedselwebmodel-deel’ van het indicatorsysteem opgenomen.

Plaats in het pilotproject

Door hun algemene voorkomen in redelijk hoge aantallen en diversiteit zijn potwormen geschikte organismen voor ecologische monitoring. Ze zijn door middel van een beperkt aantal steekboormonsters makkelijk te verzamelen bij een eenmalig bezoek aan een locatie. Potwormen zijn opgenomen in het pilotproject, vanwege hun unieke plaats in het bodemecosysteem, de verwachting dat de groep een hoge bioindicatiewaarde heeft, de praktische uitvoerbaarheid van monsternamen en onderzoek, en de kosten die hiermee gemoeid zijn.

7.2 Materiaal en methoden

Per bedrijf werden 6 ongestoorde steekmonsters (diameter 6 cm, hoogte 15 cm) verzameld. Deze werden tot het tijdstip van verwerking in het laboratorium bewaard bij een temperatuur van 4 °C. Voor verwerking werden de monsters opgedeeld in schijfjes van 2,5 cm die afzonderlijk werden geëxtraheerd volgens een gemodificeerde natte extractie-methode (Didden, 1991). De potwormen werden geteld, opgemeten en gedetermineerd m.b.v. een lichtmicroscop onder gebruikmaking van de bestaande taxonomische literatuur (m.n. Nielsen & Christensen, 1959, 1961, 1963 en talrijke recentere publicaties). Adulte exemplaren werden tot op soort gedetermineerd, juveniele tot op geslacht. Op basis van de lengte werd het versgewicht berekend met behulp van bestaande regressievergelijkingen (Abrahamsen, 1973). Voor dit verslag werden de 6 monsters van elk bedrijf beschouwd als 1 mengmonster. De gegevens werden opgeslagen in dBase-files; numerieke en statistische bewerkingen vonden plaats met behulp van SPSS en Statistica-procedures, na logtransformatie van de gegevens. Op grond van de bekende gegevens over de biologie van potwormen zijn de waargenomen soorten onderverdeeld in 2 functionele groepen:

1. Soorten van het geslacht *Fridericia*, die enerzijds gekenmerkt worden door een sterkere binding aan vers strooisel en anderzijds door een K-strategie.
2. Overige potwormsoorten; gekenmerkt door een binding aan ouder organisch materiaal en door een r-strategie.

7.3 Resultaten

In totaal (zowel de reguliere meetnet-bedrijven als de referenties) werden 29 soorten en 7 geslachten aangetroffen, waarvan 27 soorten en 6 geslachten in graslandbedrijven en 20 soorten en 7 geslachten in tuinbouwbedrijven. Tabel 7.1 geeft hiervan een overzicht

Tabel 7.1 Overzicht van de aangetroffen soorten en geslachten potwormen, met het percentage voorkomen op de twee onderzochte meetnet categorieën.

Potwormen Naam	Voorkomen (%)		
	Totaal	Grasland	Tuinbouw
<i>Achaeta Vejdovsky</i> 1877	14.3	8.7	21.1
<i>Achaeta camerani</i> (Cognetti) 1899	9.5	4.3	15.8
<i>Achaeta vesiculata</i> Nielsen & Christensen 1959	2.4	4.3	0.0
<i>Buchholzia appendiculata</i> (Buchholz) 1862	23.8	21.7	26.3
<i>Enchytraeus Henle</i> 1837	100.0	100.0	100.0
<i>Enchytraeus buchholzi</i> Vejdovsky 1879	92.9	100.0	84.2
<i>Enchytraeus coronatus</i> Nielsen & Christensen 1959	4.8	8.7	0.0
<i>Enchytraeus lacteus</i> Nielsen & Christensen 1961	19.0	17.4	21.1
<i>Enchytronia parva</i> Nielsen & Christensen 1959	2.4	0.0	5.3
<i>Fridericia</i> Michaelsen 1889	95.2	100.0	89.5
<i>Fridericia alata</i> Nielsen & Christensen 1959	4.8	8.7	0.0
<i>Fridericia aurita</i> Issel 1905	2.4	4.3	0.0
<i>Fridericia bisetosa</i> (Levinsen) 1884	4.8	4.3	5.3
<i>Fridericia bretscheri</i> Southern 1907	23.8	43.5	0.0
<i>Fridericia bulboides</i> Nielsen & Christensen 1959	66.7	78.3	52.6
<i>Fridericia bulbosa</i> (Rosa) 1887	35.7	34.8	36.8
<i>Fridericia callosa</i> (Eisen) 1878	28.6	47.8	5.3
<i>Fridericia galba</i> (Hoffmeister) 1843	45.2	73.9	10.5
<i>Fridericia gracilis</i> von Bulow 1957	9.5	13.0	5.3
<i>Fridericia paroniana</i> Issel 1904	9.5	17.4	0.0
<i>Fridericia perrieri</i> (Vejdovsky) 1877	40.5	60.9	15.8
<i>Fridericia ratzeli</i> (Eisen) 1872	4.8	8.7	0.0
<i>Fridericia singula</i> Nielsen & Christensen 1961	4.8	4.3	5.3
<i>Fridericia viridula</i> Issel 1904	2.4	4.3	0.0
<i>Henlea nasuta</i> (Eisen) 1878	2.4	4.3	0.0
<i>Henlea perpusilla</i> Friend 1911	71.4	78.3	63.2
<i>Henlea ventriculosa</i> (d'Udekem) 1854	83.3	100.0	63.2
<i>Marionina</i> Michaelsen 1889	50.0	60.9	36.8
<i>Marionina argentea</i> (Michaelsen) 1889	33.3	34.8	31.6
<i>Marionina communis</i> Nielsen & Christensen 1959	26.2	30.4	21.1
<i>Marionina libra</i> Nielsen & Christensen 1959	7.1	8.7	5.3
<i>Marionina praeclitellochaeta</i> Nielsen & Christensen 1959	2.4	0.0	5.3
<i>Marionina spicula</i> (Leuckart) 1847	9.5	4.3	15.8
Totaal aantal geslachten	7	7	6
Totaal aantal soorten	29	20	27

De soortenaantallen variëerden van 2 tot 10 (gemiddeld 5.5) in tuinbouwbedrijven en van 4 tot 12 (gemiddeld 8.2) in graslandbedrijven. Het verschil in soortenaantal tussen grasland- en tuinbouwbedrijven was significant ($P=0.0001$, T-test).

Het gemiddelde aantal potwormen per bedrijf was significant hoger ($P=0.01$, T-test) in graslanden dan in tuinbouw (zie tabel 7.2). In tuinbouwbedrijven variëerden de aantallen potwormen van $200\cdot\text{m}^{-2}$ tot $85000\cdot\text{m}^{-2}$ (gemiddeld $16000\cdot\text{m}^{-2}$) en in graslandbedrijven van $4600\cdot\text{m}^{-2}$ tot $52000\cdot\text{m}^{-2}$ (gemiddeld $25000\cdot\text{m}^{-2}$).

Tabel 7.2 Indicatoren op basis van potwormen, onderverdeeld naar meetnetlocaties en referenties. gem. LMB= gemiddelde van categorie uit LMB. n=aantal locaties c.q. waarnemingen. Mate van significantie: *= $p\leq 0.05$, **= $p\leq 0.01$, ***= $p\leq 0.001$. Zie bijlage 10 en 11 voor tabel met gedetailleerde gegevens.

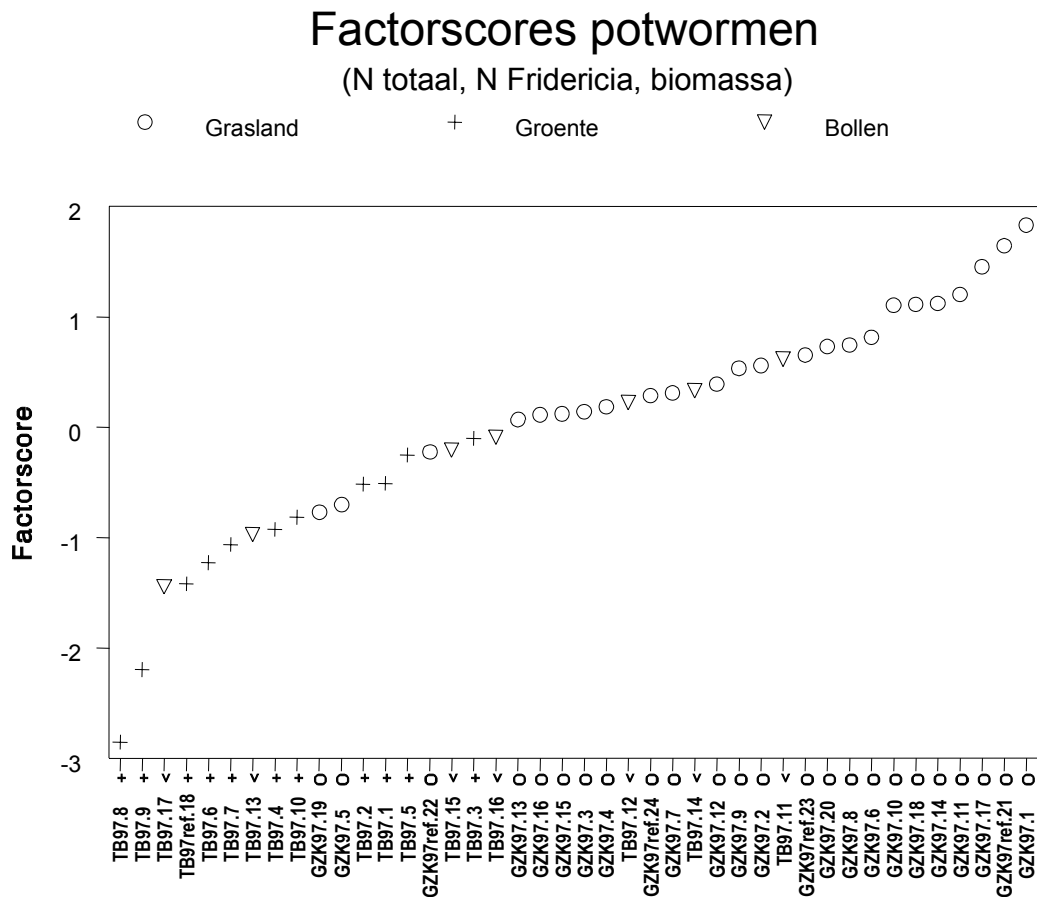
Potwormen Indicatoren	Grasland op zeekei			Tuinbouw		Significantie verschil LMB grasl.-tuinb.
	gem. LMB (n=20)	Ecologisch h (n=1)	verontreinigd (n=2)	gem. LMB (n=17)	ecologisch (n=1)	
Abundantie (aantal/m ²)	24908	34837	20013	16096	6307	**
Aantal taxa	8.2	13	8.5	5.5	3	***
Biomassa (g/m ²)	5.58	12.43	2.37	1.10	0.17	***
N-Fridericia (aantal/m ²)	8654	25878	2594	1300	295	***

Ook wat betreft biomassa scoorden graslandbedrijven significant hoger dan tuinbouwbedrijven ($P<0.0001$, T-test). De biomassa in tuinbouwbedrijven was gemiddeld $1.10\text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ ($0.02 - 3.14\text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$), in graslandbedrijven was de biomassa gemiddeld $5.60\text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ ($0.87 - 21.44\text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$).

In graslanden kwamen gemiddeld $8700\cdot\text{m}^{-2}$ ($885 - 25171\cdot\text{m}^{-2}$) individuen van het geslacht *Fridericia* voor. Dit is significant meer ($P<0.0001$, T-test) dan het gemiddeld aantal in tuinbouwbedrijven: $1300\cdot\text{m}^{-2}$ ($0 - 3951\cdot\text{m}^{-2}$).

Tussen de twee groepen die binnen de tuinbouwbedrijven konden worden onderscheiden (groenten- en bollenbedrijven) werden geen significante verschillen in bovengenoemde parameters aangetroffen. In tabel 7.2 zijn de resultaten voor soortenaantallen, totale abundanties en biomassa en abundanties van *Fridericia*-soorten samengevat; de gegevens voor de referentielocaties zijn hierbij apart vermeld.

Toepassing van een factoranalyse op de waarden van de drie gemakkelijkst te bepalen parameters (totale abundantie en biomassa, en de abundantie van *Fridericia*-soorten) leverde een gecombineerde parameter op waarvan de waarden zijn uitgezet in fig. 7.1. Voor beide onderzochte bedrijfstypen bevinden referentielocaties zich aan de uiteinden van de schaal, zij het dat het biologische tuinbouwbedrijf (code TB97ref.18) zeer laag scoort.



Figuur 7.1 Factorscores voor potwormen voor beide onderzochte bedrijfstypen. De factor is opgebouwd uit de gegevens voor totale abundantie, biomassa en de abundantie van *Fridericia*-soorten, en verklaart 79% van de totale variatie in deze parameters.

7.4 Discussie en conclusies

Wil een groep organismen bruikbaar zijn als indicator voor de “kwaliteit” van de bodem dan dient ze o.i. aan twee voorwaarden te voldoen:

1. Er moet een duidelijke variatie optreden in de meetwaarden tussen verschillende bedrijven, grondgebruikstypen, grondsoorten of verstoringen.
2. Er moet een duidelijk beeld bestaan van “kwaliteit”: wanneer spreken we van een goede, en wanneer van een slechte bodem.

Voor potwormen lijkt aan de eerste voorwaarde te kunnen worden voldaan. Ondanks de vrij grote overlap tussen grasland- en tuinbouwbedrijven, zijn beide bedrijfstypen op een aantal punten significant verschillend van elkaar. De spreiding van de hier behandelde parameters (abundantie, biomassa en abundantie van *Fridericia*-soorten) is in beide onderzochte categorieën voldoende om uitspraken te kunnen doen over de positie van bedrijven langs een “meetlat”. Het voordeel van de hier gekozen parameters is hun relatief eenvoudige aard: er is

slechts een minimale taxonomische kennis en tijdsinverstering nodig om de informatie te verzamelen. Wanneer gebruik zou worden gemaakt van de meer gedetailleerde gegevens die nu beschikbaar zijn (over soorten, diepteverdeling en fenologie) zou het onderscheidend vermogen ongetwijfeld veel hoger worden, maar dit zou gepaard gaan met een veel grotere tijdsinvestering en vereist een gedegen taxonomische opleiding.

De tweede voorwaarde heeft natuurlijk meer haken en ogen: wanneer we uitgaan van de gedachte dat de referentielocaties de uiteinden van de “meetlat” zouden moeten vormen (op basis van “expert judgement”), waarbij de gangbare locaties de laagste en de “biologische” locaties de hoogste kwaliteit hebben, dan lijkt dat redelijk goed op te gaan voor de graslandbedrijven, maar in het geheel niet voor de tuinbouwbedrijven. Factoren die hier een rol zouden kunnen spelen zijn b.v. het gewas dat op de tuinbouwbedrijven wordt geteeld en de voorgeschiedenis van een bedrijf (langer of korter in productie; af en toe gebruikt als grasland etc.). Het lijkt dan ook een zinvollere benadering om uit te gaan van de uiteinden van de hier gevonden schaal als referentielocaties: nr. 97031 (fig. 7.1) als beste tuinbouwbedrijf en 97028 als slechtste; 97001 als beste graslandbedrijf en 97019 als slechtste. O.i. zou deze indeling echter alleen geldig zijn wanneer via andere indicatoren een vergelijkbare indeling wordt gevonden.

8 Resultaten deelindicator: regenwormen

8.1 Inleiding

Rol en functie van de indicatororganismen in bodemecosystemen

Regenwormen (Lumbricidae) zijn een belangrijke groep gravende bodemdieren. In voor hen gunstige omstandigheden vormen ze de hoofdmoot van de dierlijke biomassa in de bodem. In sommige weilanden kan wel 3000 kg·ha⁻¹ aan wormen voorkomen. Volgens een veelgebruikte Franse indeling worden ze in drie functionele groepen ingedeeld:

1. **Epigé's**: soorten die voornamelijk in de strooisellaag leven, en niet veel in de grond komen. Deze soorten zijn vaak gepigmenteerd, om schade door blootstelling aan UV-straling te verminderen. Ook is de predatie-kans in de strooisellaag groot, zodat het ook vaak zeer beweeglijke, actieve soorten zijn. Ze hebben overwegend een r-strategie.
2. **Endogé's**: soorten die in de bodem zelf leven, en zich hier voeden met organisch materiaal. Binnen deze groep kan nog het onderscheid worden gemaakt naar de hoeveelheid humus die ze nodig hebben: **polyhumic**, **mesohumic** en **oligohumic**. Dit onderscheid is echter vooral voor tropische wormen van belang, waar de hogere temperaturen snelle decompositieprocessen mogelijk maken. In de gematigde streken komen alleen polyhumic soorten voor, die zich dus vooral in de A-horizont van de bodem ophouden. Endogé's zijn vaak ongepigmenteerd, en hebben vaak een lagere reproductiesnelheid dan epigé's. Afhankelijk van hun plaats in de bodem zitten ze tussen r- en K-startegen in.
3. **Anéciques**: soorten, die vaak groot zijn. Ze leven in een verticale gang, die tot 2 à 3 meter diep kan zijn. In de bovengrond kan bij sommige soorten de gang vertakken, zodat er verschillende uitgangen naar het bodemoppervlak zijn. De worm verzamelt zijn voedsel op het oppervlak: hij verkleint het strooisel en trekt het de grond in. In feite gebruikt hij de bodem als een "external rumen": het strooisel wordt door slijmuitscheidingen nat gemaakt en van een makkelijke energiebron voorzien. Hierdoor kunnen microben het materiaal aantasten; later neemt de worm het dan voor hem beter verteerbare materiaal weer op. Anéciques hebben vaak een gepigmenteerde voorkant (waarmee ze bovengronds komen) en een ongepigmenteerde achterkant. Het zijn in het algemeen grote soorten met een K-strategie.

Deze drie hoofdtypen wormen kunnen naast elkaar voorkomen, maar in bepaalde situaties komen alleen epigé's voor. Dit zijn met name bodems die zandig en/of zuur zijn, of met een vegetatie die moeilijk afbreekbaar strooisel (met veel aromatische stoffen bv.) produceert.

Plaats in LSF-indicatorsysteem

Het zal duidelijk zijn dat de invloed op de bodemstructuur, en daarmee samenhangend op de water- en lucht-infiltratie door de drie groepen nogal verschillend van aard is. Naast hun

directe bijdrage aan de strooiselafbraak zijn regenwormen in de meeste systemen erg belangrijk doordat ze voor andere dieren gunstige randvoorwaarden creëren: ruimte (en toegang tot die ruimte) in de bodem, goede drainage, goede doorluchting, goede lucht/water verhouding door een heterogeen poriënstelsel. Daarnaast stimuleren ze direct de microflora, door het verkleinen en met grond vermengen van strooisel.

De wormen komen in het indicatorsysteem dan ook op twee plaatsen terug: 1) bij de functie “afbraak van organische materiaal”(proces fragmentatie) en 2) bij de functie “bodenvormende processen”(proces bioturbatie en aggregaatforming).

Plaats in het pilotproject

Wormen (en potwormen) zijn gekozen in het pilotproject omdat ze in het indicatorsysteem de enige twee vertegenwoordigers zijn van de bovengenoemde processen. Bovendien is monsternamen en analyse praktisch goed uitvoerbaar in meetnetverband. Over wormen zijn relatief veel veldgegevens beschikbaar. Ze vormen bovendien een belangrijke schakel naar bovengrondse voedselketens. Van de bodemorganismen zijn wormen tevens heel geschikt voor het bepalen van de bioaccumulatie van stoffen.

8.2 Materiaal en methoden

Per bedrijf werden 6 ongestoorde monsters (oppervlak 20×20 cm, hoogte 15 cm) verzameld. Deze werden tot het tijdstip van verwerking in het laboratorium bewaard bij een temperatuur van 4 °C. De regenwormen werden door ‘handsorting’ uit de grond gezocht, geteld, gewogen en opgeslagen in 70% alcohol. De geconserveerde wormen werden gedetermineerd m.b.v. de tabel in Sims & Gerard (1985). Adulte exemplaren werden tot op soort gedetermineerd, juveniele tot op geslacht. Voor dit verslag werden de 6 monsters van elk bedrijf beschouwd als 1 mengmonster. De gegevens werden opgeslagen in dBase-files; numerieke en statistische bewerkingen vonden plaats met behulp van SPSS en Statistica-procedures, na logtransformatie van de gegevens.

De regenwormen worden hieronder ingedeeld in 2 functionele groepen volgens de indeling genoemd in §8.1. De (soorten uit de) geslachten *Aporrectodea* en *Allolobophora* werden geclassificeerd als endogé’s, de overige soorten (m.u.v. *Lumbricus terrestris*) als epigé’s. *L. terrestris* en *Aporrectodea longa* behoren tot de anéciques, maar deze soorten werden beide slechts éénmaal aangetroffen en zijn daarom bij deze indeling verwaarloosd.

8.3 Resultaten

In totaal (zowel de reguliere meetnet-bedrijven als de referenties) werden 10 soorten en 6 geslachten aangetroffen, die in graslandbedrijven allemaal werden aangetroffen en waarvan 3 soorten en 4 geslachten in tuinbouwbedrijven werden gevonden. Tabel 8.1 geeft hiervan een overzicht

Tabel 8.1 Overzicht van de aangetroffen soorten en geslachten regenwormen, met het percentage voorkomen op de twee onderzochte meetnet categorieën.

Wormen Naam	Voorkomen (%)		
	Totaal	Grasland	Tuinbouw
<i>Allolobophora chlorotica</i> (Savigny)	40.5	56.5	21.1
<i>Aporrectodea</i> Örley, 1885	83.3	95.7	68.4
<i>Aporrectodea caliginosa</i> (Savigny)	59.5	95.7	15.8
<i>Aporrectodea longa</i> (Ude)	2.4	4.4	0.0
<i>Aporrectodea rosea</i> (Savigny)	40.5	60.9	15.8
<i>Dendrobaena</i> Eisen, 1873	11.9	17.4	5.3
<i>Dendrobaena octaedra</i> (Savigny)	2.4	4.4	0.0
<i>Eiseniella tetraedra</i> (Savigny)	2.4	4.4	0.0
<i>Lumbricus</i> Linnaeus, 1758	54.8	91.3	10.5
<i>Lumbricus castaneus</i> (Savigny)	4.8	8.7	0.0
<i>Lumbricus rubellus</i> Hoffmeister	28.6	52.2	0.0
<i>Lumbricus terrestris</i> Linnaeus	2.4	4.4	0.0
<i>Satchellius mammalis</i> (Savigny)	9.5	17.4	0.0
Totaal aantal geslachten	6	6	4
Totaal aantal soorten	10	10	3

De soortenaantallen variëerden van 0 tot 4 (gemiddeld 0.9) in tuinbouwbedrijven en van 0 tot 5 (gemiddeld 3.3) in graslandbedrijven. Het verschil in soortenaantal tussen grasland- en tuinbouwbedrijven was significant ($P < 0.0001$, T-test).

Het aantal soorten van zowel endogé's als epigé's was in graslandbedrijven significant hoger dan in tuinbouwbedrijven (resp. $P = 0.0001$ en $P < 0.0001$, T-test). Het aantal endogé-soorten bedroeg in graslandbedrijven gemiddeld 2.1, in tuinbouwbedrijven 0.8; het aantal epigé-soorten was gemiddeld 1.2 in graslandbedrijven en 0.1 in tuinbouwbedrijven.

Het gemiddelde aantal regenwormen per bedrijf was significant hoger ($P < 0.0001$, T-test) in graslandbedrijven dan in tuinbouwbedrijven. In tuinbouwbedrijven variëerden de aantallen regenwormen van $0 \cdot m^{-2}$ tot $204 \cdot m^{-2}$ (gemiddeld $40 \cdot m^{-2}$) en in graslandbedrijven van $0 \cdot m^{-2}$ tot $846 \cdot m^{-2}$ (gemiddeld $318 \cdot m^{-2}$). Bovendien bestond binnen de tuinbouwbedrijven nog een significant ($P < 0.05$, T-test) verschil tussen groenten- en bollenbedrijven wat betreft het aantal wormen: gemiddeld $64 \cdot m^{-2}$ in groentebedrijven en $7 \cdot m^{-2}$ in bollenbedrijven.

Ook wat betreft biomassa scoorden graslandbedrijven significant hoger dan tuinbouwbedrijven ($P < 0.0001$, T-test). De biomassa in tuinbouwbedrijven was gemiddeld $3.8 \text{ g} \cdot m^{-2}$ ($0 - 25.6 \text{ g} \cdot m^{-2}$), in graslandbedrijven was de biomassa gemiddeld $70.1 \text{ g} \cdot m^{-2}$ ($0 - 172.5$

$\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$). Ook wat betreft biomassa bestond binnen de tuinbouwbedrijven een significant ($P < 0.05$, T-test) verschil tussen groenten- en bollenbedrijven: gemiddeld $6.2 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ in groentebedrijven en $0.4 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ in bollenbedrijven.

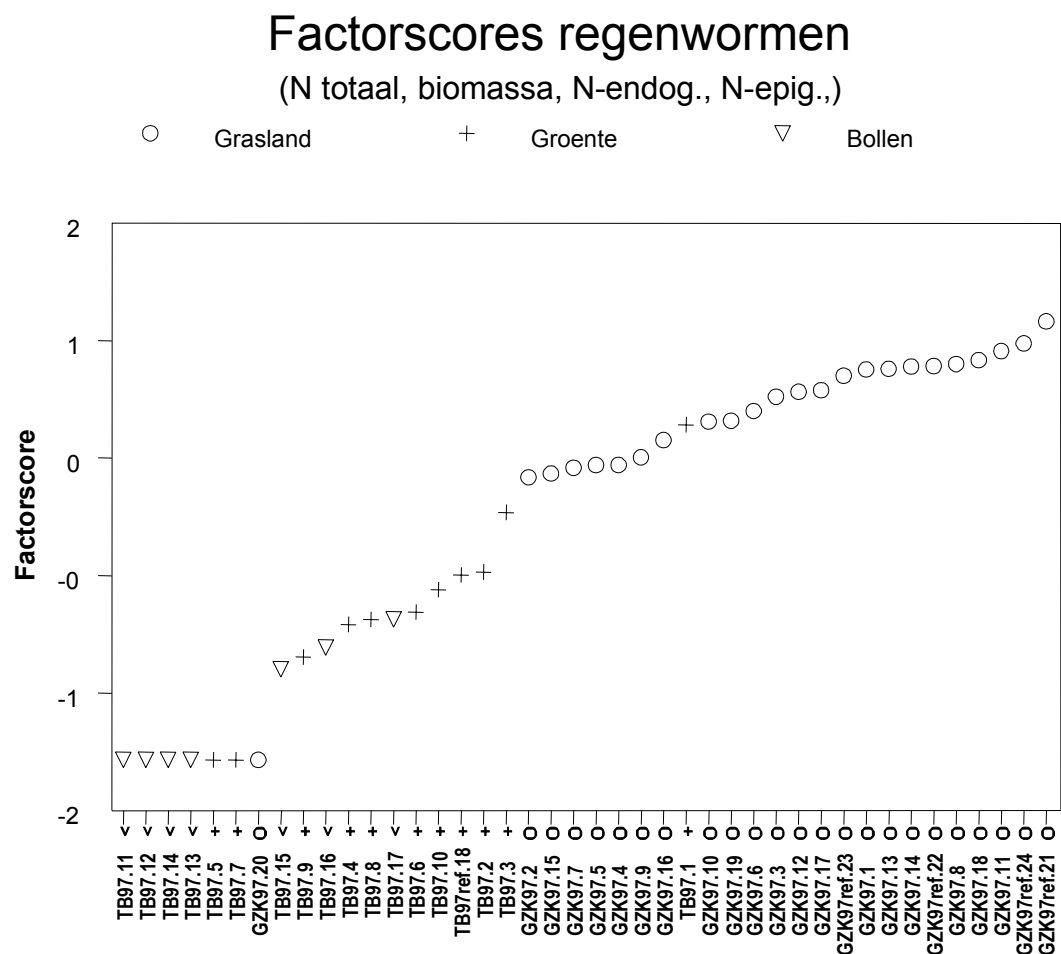
In tabel 8.2 zijn de resultaten voor abundanties, biomassa en soortenaantallen in beide functionele groepen samengevat; de gegevens voor de referentielocaties zijn hierbij apart vermeld.

Tabel 8.2 *Indicatoren op basis van wormen, onderverdeeld naar meetnetlocaties en referenties. gem. LMB= gemiddelde van categorie uit LMB. n=aantal locaties c.q. waarnemingen. Mate van significantie: *= $p \leq 0.05$, **= $p \leq 0.01$, ***= $p \leq 0.001$. Zie bijlage 12 en 13 voor tabel met gedetailleerde gegevens.*

Regenwormen Indicatoren	Grasland op zeekei			Tuinbouw		Significantie verschil LMB grasl.-tuinb.
	gem. LMB (n=20)	ecologisch (n=1)	verontreinigd (n=2)	gem. LMB (n=17)	ecologisch (n=1)	
Abundantie (aantal/m ²)	317.9	1112.5	368.8	40.2	58.3	***
Biomassa (g/m ²)	70.1	176.6	94.5	3.8	10.6	***
Endogé-soorten	2.1	3	2	0.8	1	***
Epigé-soorten	1.2	2	1.5	0.06	1	***

Bij de vergelijking van meetnetgegevens met de gekozen referenties valt op dat het ecologische graslandbedrijf aanzienlijk hogere indicatorwaarden heeft. De verontreinigde locaties wijken gemiddeld maar weinig van de LMB-locaties af. Het lijkt er op dat de verontreinigingen in de (oudere) slibdepots per saldo net zoveel effect hebben als het agrarisch grondgebruik op de veeteeltbedrijven. Er zijn echter meer waarnemingen nodig op dit soort constatering te bevestigen c.q. statistisch te onderbouwen. In tegenstelling tot de resultaten bij de meeste andere indicatorgroepen, laat het ecologische tuinbouwbedrijf een positief beeld zien opzichte van de meetnetlocaties. De indicatorwaarden van de wormengemeenschap zijn allemaal hoger dan die uit het meetnet. De verschillen zijn echter niet zo groot als bij de graslanden. De lage gemiddelde waarde voor “aantal epigé-soorten” in het LMB wordt veroorzaakt door het grote aantal bedrijven waarop deze indicator de waarde nul opleverde.

Toepassing van een factoranalyse op de waarden van de vier hier geanalyseerde parameters (totale abundantie en biomassa, en de soortenaantallen van endogé's en epigé's) leverde een gecombineerde parameter op waarvan de waarden zijn uitgezet in fig. 8.1



Figuur 8.1 Factorscores voor regenwormen voor beide onderzochte bedrijfstypen. De factor is opgebouwd uit de gegevens voor totale abundantie, biomassa en de soortenaantallen van beide functionele groepen, en verklaart 87% van de totale variatie in deze parameters.

De factoranalyse laat een bijna volledige scheiding zien van grasland- en tuinbouw bedrijven. Dit is overigens te verwachten gezien de grote verschillen die gevonden zijn bij de afzonderlijke indicatoren. Het onderscheid tussen groenteteelt-bedrijven en bollenbedrijven is wat minder uitgesproken omdat verschillen tussen soortenaantallen op dit niveau kleiner zijn. Binnen de groep tuinbouw hebben de bollenbedrijven overwegend de laagste factorscore.

8.4 Discussie en conclusies

Voor de interpretatie van de hier gepresenteerde gegevens en analyses is het van belang rekening te houden met enkele punten betreffende de monsternamen. Op de eerste plaats werden met de gehanteerde methode alleen die regenwormen verzameld die zich in de bovenste 15 cm van de bodem bevonden en tijdens de monsternamen niet konden vluchten. Dat betekent dat eventueel voorkomende anécique's niet of nauwelijks zijn gevonden. Voor deze

manier van bemonsteren is dan ook alleen gekozen uit overwegingen van tijdsbesparing. Een tweede punt betreft de veldomstandigheden tijdens een bemonstering: in droge periodes kan een belangrijk gedeelte van de regenwormengemeenschap zich op een diepte van meer dan 15 cm terugtrekken, zodat bij een in de tijd gespreide bemonstering zoals die hier heeft plaatsgevonden een extra spreiding in de resultaten optreedt.

Vooraf voor graslanden lijken regenwormen goed geschikt als indicatororganisme: er is een acceptabele spreiding in de indicatieve variabelende presentie is hoog, en er kan een significant onderscheid gemaakt worden tussen de verschillende combinaties van grondsoort en landgebruik. In deze groep is er echter een uitzondering, nl. één locatie, waar helemaal geen regenwormen werden aangetroffen. De verklaring hiervoor is eenvoudig: het betreft een bedrijf in de Flevopolder, waar regenwormen op veel plaatsen (nog) niet voorkomen.

De uitvoerbaarheid van regenwormbemonsteringen lijkt goed: de monsters kunnen snel worden uitgezocht, en wanneer determinatie beperkt wordt tot adulte exemplaren is dat na een betrekkelijk korte training snel uit te voeren. Een nadeel zou echter kunnen zijn dat bij gebruik van regenwormen als indicator in een landelijk meetnet per meetpunt vrij veel bodemmateriaal moet worden verzameld. Dit zou op sommige plaatsen (b.v. natuurgebieden) op bezwaren van de eigenaar kunnen stuiten.

9 Resultaten deelindicator: micro-arthropoden

9.1 Inleiding

Rol en functie van de indicatororganismen in bodemecosystemen

De bodemmicro-arthropoden zijn overwegend mijten en springstaarten. Mijten behoren tot de spinachtigen. Ze hebben een bolvormig lichaam, meestal niet groter dan een speldeknop. Het zijn dus geen insecten ('zespotigen'), maar daar wel nauw aan verwant. Springstaarten zijn primitieve vleugellose insecten die naast zes poten ook nog een springvork hebben. Mijten zijn zeer divers in soorten en functies. Ze komen in aantallen van enkele 10-duizenden tot meer dan 10^6 per m^2 (meest oppervlakkig) in de bodem voor. De dichtheid is afhankelijk van het bodemgebruikstype (mate van verstoring). Het zijn bacterie-eters, schimmeleeters, en predatoren. Springstaarten worden ook aangetroffen in aantallen tussen de 10^3 en 10^6 per m^2 . De diversiteit is kleiner en qua functie worden ze tot de schimmel- of detritus-eters gerekend. Mijten zijn eerder ingedeeld naar overlevingsstrategieën (Siepel 1994) en voedselgildes (Siepel & De Rooter-Dijkman 1993). Op basis van deze indelingen kan de bodemmicroarthropodenfauna worden gekarakteriseerd. Veranderingen van soortensamenstelling binnen dezelfde strategie of hetzelfde gilde storen niet de interpretatie op hoofdlijnen, die af te lezen valt uit de verdeling van de individuen over de onderscheiden groepen. Doorgaans zullen alle strategieën of gildes vertegenwoordigd zijn, maar een deel daarvan meestal slechts door een beperkt aantal soorten in geringe dichtheid. Welke gildes of welke strategieën op een bepaalde locatie dominant zijn geeft informatie over de heersende milieuomstandigheden op die locatie. In extreme gevallen zullen groepen geheel verdwijnen (dat wil zeggen niet vertegenwoordigd zijn in de genomen monsters), in andere gevallen is de soortenrijkdom per groep een indicatie van de herstel mogelijkheden bij veranderende milieuomstandigheden. Als daadwerkelijke parameters voor de bodemmicroarthropoden gelden: het aantal vertegenwoordigde overlevingsstrategieën of voedselgildes (functionele compleetheid van het systeem), de soortenrijkdom per overlevingsstrategie of voedselgilde (mogelijkheid van respons op veranderingen in het milieu; ook biodiversiteitsparameter) en de verdeling van individuen over overlevingsstrategieën of voedselgildes (informatie over heersende milieuomstandigheden).

Plaats in LSF-indicatorsysteem

Mijten komen op drie plaatsen terug in het Bodembioologische Indicatorsysteem: bij de functie "decompositie" (proces fragmentatie), en bij "recycling van nutriënten" (processen microbivorie en predatie). Ze vormen vaak een laatste schakel in de bodemvoedselketen, op enkele grotere predatoren als spinnen en duizendpoten na. In die zin hebben ze een top-down sturing op het decompositieproces.

Plaats in het pilotproject

Door hun diversiteit, en algemeen voorkomen in hoge dichtheden zijn de mijten een geschikte groep voor monitoring van de biologische bodemkwaliteit. Desondanks is in het kader van de pilotstudie slechts op een beperkt aantal locaties ook de indicatieve waarde van de bodemmicro-arthropoden onderzocht. Deze beperking is vooral voortgekomen uit een te kort aan financiële middelen. Metingen aan groepen groter dan nematoden zijn naar verhouding duur omdat er geen locatie-mengmonsters kunnen worden gemaakt van het verzamelde bodemmateriaal.

Micro-arthropoden zijn onderzocht op 7 locaties nl: de twee 'LMB-voedselwebbedrijven', twee referentielocaties en twee verontreinigde locaties en de locatie te Dordrecht. De laatste locatie, waarvan onduidelijk was of hier verontreinigingen in de bodem voorkwamen, is achteraf niet opgenomen in de rapportage van het pilotproject.

9.2 Materiaal en methoden

De twee LMB-voedselweblocaties, tuinbouw en veeteelt, zijn bemonsterd op 2 juni 1997. De twee referentielocaties (agrarische bedrijven met biologische teeltsystemen) zijn bemonsterd op 10 november 1997. De verontreinigde locaties te Rotterdam (Kralingen en Buiten-Nieuwlandsepolder) zijn bemonsterd op 12 november 1997. Ter vergelijking zijn gegevens van een grasland op de Bennekomse Bovenbuurt gebruikt. De Bovenbuurt wordt gekenmerkt door matige kunstmestgift, tweemaal per jaar maaien en afvoeren, gebruikt is de dataset van één bemonstering in de maand mei 1985. Op alle bemonsterde locaties zijn vijf steekmonsters van de bovenste bodemlaag 0-5 cm. genomen met een diameter van 5 cm. Microarthropoden zijn in een Tullgrenapparaat uit de monsters geëxtraheerd door geleidelijke uitdroging gedurende een week. De in alcohol (70%) opgevangen microarthropoden zijn vervolgens overgebracht op objectglazen met 10% melkzuur en na opheldering tot op soortsniveau gedetermineerd. Met behulp van de database van het DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (nu Alterra) zijn de aantallen per soort vervolgens gegroepeerd in overlevingsstrategieën en voedselgildes.

9.3 Resultaten

Door het afwijkende aantal locaties zijn de resultaten enigszins anders weergegeven dan in de voorgaande hoofdstukken. Gegevens over de microarthropoden zijn hieronder in een tabel samengevat. Er is geen statistische vergelijking mogelijk tussen bodemgebruikscategorieën omdat replica's (van locaties) ontbreken. Verschillen in aantallen en diversiteit tussen locaties zijn indicatief. Uit nader onderzoek zal moeten blijken in hoeverre deze resultaten ook representatief zijn voor een bepaalde categorie grondgebruik.

Tabel 9.1 Diversiteit en dichtheid(...) van microarthropoden ingedeeld naar functionele groepen, op 6 meetnetlocaties en een extra referentie.

Micro-arthropoden Indicatoren	Grasland op zeelei			Tuinbouw		Extensief grasland
	LMB (n=1) aantal soorten (dichtheid)	ecologisch (n=1) aantal soorten (dichtheid)	Verontreinigd (n=2) aantal soorten (dichtheid)	LMB (n=1) aantal soorten (dichtheid)	ecologisch (n=1) aantal soorten (dichtheid)	(n=1) aantal soorten (dichtheid)
Fungivorous browser	8 (151)	6 (77)	9 (161)	8 (86)	5 (45)	10 (311)
Fungivorous grazer	5 (117)	2 (4)	5 (57)	0	1 (3)	9 (422)
Opportunistic herbo- fungivore	0	1 (14)	1 (28)	2 (55)	0	4 (80)
Herbo-fungivorous grazer	0	0	1 (1)	1 (1)	0	1 (85)
Herbivorous browser	2 (32)	1 (28)	2 (33)	1 (1)	1 (10)	10 (16)
Herbivorous grazer	1 (15)	1 (3)	3 (7)	1 (3)	1 (2)	8 (158)
Omnivore	2 (8)	1 (45)	1 (25)	1 (22)	1 (35)	2 (14)
General predator	3 (24)	6 (43)	8 (33)	3 (9)	1 (3)	16 (126)
Arthropods predator	1 (2)	0	3 (4)	2 (1)	0	2 (2)
Nematods predator	1 (30)	1 (1)	1 (4)	1 (1)	1 (27)	1 (19)
Bacteriovore	0	0	0	1 (1)	0	1 (2)
Totaal	23 (379)	19 (215)	31 (353)	20 (181)	11 (125)	64 (1235)
Dichtheid/m²	37900	26875	43688	18100	15625	51458

Uit Tabel 9.1 blijkt dat de schimmeletende groepen (fungivorous) meestal dominant en het meest divers zijn. Ook de predatore mijten vormen één de van grotere groepen. De dichtheid en diversiteit is in de onderzochte graslanden veel lager dan de referentie. Hierbij dient wel opgemerkt te worden dat de graslanden op kleigrond vergeleken worden met een zandgrond (Bovenbuurt). De indicatorwaarden van het biologische veeteeltbedrijf blijven in dit geval onder die van de LMB-locatie (echter geen categorie-gemiddelde). Opvallend zijn de hoge waarden op de verontreinigde graslandlocaties. De aantallen benaderen die van de gekozen referentie, maar de diversiteit blijft daar echter nog een stuk bij achter. De toxische stress is waarschijnlijk niet groot meer en de locaties vertonen een grote heterogeniteit in milieuomstandigheden (zie voor details hieronder). Ook de indicatoren op basis van microarthropoden blijken op het ecologische tuinbouwbedrijf lage waarden op te leveren. Mogelijke verklaringen zijn in voorgaande hoofdstukken reeds besproken.

Aan de hand van verhoudingen tussen de functionele groepen (tabel 9.1), aangevuld met de indeling naar levensstrategieën (niet in de tabel), is per locatie een interpretatie gegeven aan het beeld dat door de mijtenfauna verkregen wordt. Deze beoordeling is niet geverifieerd met bedrijfsgegevens. Het dient in eerste instantie om te laten zien wat mogelijk is met dergelijke metingen.

LMB Grasland (veeteeltbedrijf)

Opvallend is de combinatie van een relatief hoge dynamiek, die is af te leiden uit de fracties van overlevingsstrategieën II, III en vooral IV (foretische soorten), en het aandeel van overlevingsstrategie X (ongeslachtelijke voortplanting en korte ontwikkelingsduur). Mogelijk zijn hier nog residuen van persistente pesticiden in de bodem aanwezig. Het aandeel fungivore grazers duidt op een normale decompositie, al is het aantal soorten in deze groep hier (5) wel lager dan in de Bennekomse Bovenbuurt (9). Opvallend is het veel lagere soortenaantal van de algemene predatoren (3) in vergelijking met de Bennekomse Bovenbuurt (16). De dichtheden zijn in intermediair ($37.900 \text{ ind.m}^{-2}$) tussen het tuinbouwbedrijf (18600 ind.m^{-2}) en de referentie Bennekomse Bovenbuurt ($51.450 \text{ ind.m}^{-2}$).

Op grond van deze gegevens lijkt Noordbeemster een redelijk functionerend systeem, waar in het (recente?) verleden wel stressfactoren een rol hebben gespeeld en ook nu een tamelijk intensief beheer wordt gevoerd.

Referentie biologische veehouderij

Een locatie met lage dichtheden aan microarthropoden en een lage soorten diversiteit. In termen van overlevingsstrategieën valt de grote seizoensdynamiek op (groot aandeel van V). Bij de voedselgildes valt een groot aandeel omnivoren (eters van schimmels en/of plantenwortels en/of dierlijk materiaal -bv. nematoden en springstaarten) op: een opportunistische voedingswijze. Op de fungivore browsers en de general predators na zijn de andere voedselgildes slechts met één soort vertegenwoordigd. Voor een als referentie bedoelde locatie is de soorten diversiteit van mijten laag

LMB tuinbouwbedrijf

Het hoge aandeel van overlevingsstrategie X (ongeslachtelijke voortplanting en korte ontwikkelingsduur) duidt op een constantie in het milieu; in dit geval vanwege het lage soortenaantal waarschijnlijk een constante stressfactor, bv. de aanwezigheid van persistente pesticiden (zie ook Siepel 1995). Het relatief hoge aandeel van overlevingsstrategie V (obligate diapause) duidt op een sterke seizoensgebonden dynamiek. De dichtheden zijn erg laag ($18.100 \text{ ind.m}^{-2}$) in vergelijking met de Bennekomse Bovenbuurt ($51.450 \text{ ind.m}^{-2}$), evenals het totale soortenaantal (20) tegenover Bennekomse Bovenbuurt (64). De afwezigheid van fungivore grazers duidt op een functioneel tekort van het bodemecosysteem (Siepel & Maaskamp 1995). Een verwant gilde, de herbofungivore grazers bestaat uit slechts één soort in zeer lage dichtheden.

Op grond van deze gegevens lijkt dit bedrijf bodembologisch een weinig actieve grond te hebben, waar enkele algemene soorten nog kunnen overleven en enkele resistente klonen van ongeslachtelijk voortplantende soorten een relatief voordeel hebben.

Referentie ecologisch tuinbouwbedrijf

De aantallen en de soorten diversiteit (11 spp.) op deze locatie zijn laag. Hier wordt eigenlijk de ondergrens bereikt van wat nog zinvol is onder te verdelen in overlevingsstrategieën en

voedselgildes (er zijn meer groepen dan er soorten aanwezig zijn). Op de fungivore browsers na bestaan alle andere aanwezige voedselgildes uit één soort. De bijzonder merkwaardige verdeling over de overlevingsstrategieën heeft hierin ook zijn oorsprong: meer dan de helft van de dieren behoort tot de dynamische overlevingsstrategieën (IV foretisch als adult en V obligate diapause), terwijl een groot aandeel van strategie X (ongeslachtelijke voortplanting) in die combinatie duidt op een mogelijke persistente verontreiniging. Bij de voedselgildes valt een groot aandeel omnivoren (eters van schimmels en/of plantenwortels en/of dierlijk materiaal -bv. nematoden en springstaarten) op: een opportunistische voedingswijze. Als referentie lijkt deze locatie niet geschikt.

Verontreinigde locaties

Bij de bespreking van de resultaten in de voorgaande hoofdstukken zijn de resultaten van de twee verontreinigde graslandlocaties samengenomen (gemiddeld). Hieronder worden ze bij uitzondering separaat beschreven:

Rotterdam Kralingen

De sterk wisselende soortenbezetting in de deelmonsters duidt op een zeer gevarieerd terrein; wellicht zelfs vergraven, zodat op korte afstanden telkens andere substraten aangeboord zijn. Op de Bennekomse Bovenbuurt na de soortenrijkste locatie in de hier gepresenteerde reeks. De dichtheid ligt in de orde van grootte van dat van het LMB veeteeltbedrijf. Van de overlevingsstrategieën met foretische soorten (II, III en IV) zijn relatief weinig vertegenwoordigers aanwezig het geen duidt op weinig recente dynamiek in de bodem. Een relatief groot aandeel van overlevingsstrategie X (ongeslachtelijke reproductie - apomictische thelytokie) kan in deze situatie ook duiden op constantie in het bodemmilieu, temeer daar ook overlevingsstrategie IX (ongeslachtelijke reproductie -hier automictische thelytokie- met lange levensduur) aanwezig is. Op basis van de overlevingsstrategieën is geen verontreinigingseffect te vinden. Het ca. 25% grote aandeel van fungivore grazers duidt erop dat geen effect te constateren valt van verontreiniging met zware metalen, de soortenrijkdom van dit gilde (8 spp) sluit hier bij aan. Het grote aandeel fungivore browsers duidt op een constante bodemvochtigheid (ofwel hoog organisch stof gehalte, ofwel hoge grondwaterstand). Buiten de constatering dat het hier waarschijnlijk een vergraven bodem betreft lijken er weinig effect te zijn op de bodemmicro-arthropoden.

Rotterdam Buiten-Nieuwlandsepolder

Deze locatie lijkt wat betreft de verdeling van de microarthropodenfauna over overlevingsstrategieën sterk op het tuinbouwbedrijf, de dichtheden liggen echter een factor drie hoger, terwijl ook iets meer soorten aanwezig zijn. Een constant aanwezige verontreiniging zou tot de mogelijke verklaringen kunnen behoren. De lage dichtheid van fungivore grazers (ook slechts twee soorten) zou kunnen duiden op o.a. zware metalen naast ook andere persistente verbindingen. De verschuiving van grazers naar browsers binnen van

het totaal aandeel fungivoren is ook op andere (zwaar) verontreinigde locaties gevonden (Siepel 1995).

9.4 Conclusies

De meetnetlocaties hebben een microarthropodenfauna die bij het type bedrijfsvoering lijkt te passen. Onder de als referentie bedoelde locaties zijn nogal wat afwijkingen van het verwachte beeld. Alleen het voormalig slibdepot op de Buiten-Nieuwlandsepolder kan een duidelijke negatieve referentie genoemd worden. De beide ecologische bedrijven worden niet gekenmerkt door een hoge mijtendiversiteit. De verontreinigde locatie te Rotterdam Kralingen leverde daarentegen een onverwacht positief beeld. Effecten van een verontreiniging zijn hier niet duidelijk terug te vinden in de samenstelling van de microarthropoden fauna.

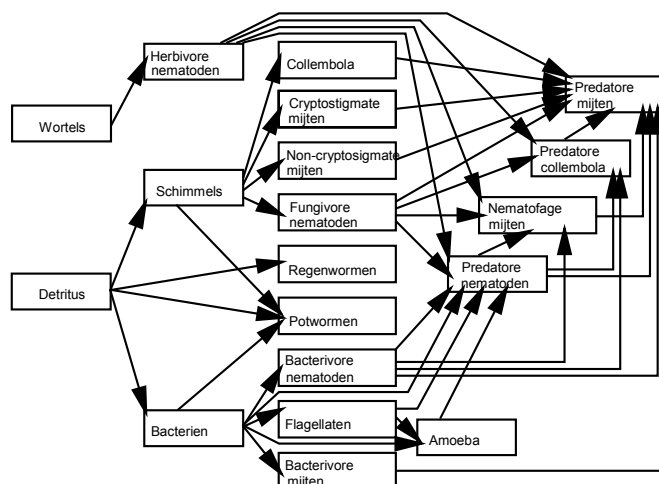
Gezien het kleine aantal locaties dat is bemonsterd, worden geen uitspraken gedaan over het onderscheidend vermogen tussen de verschillende typen locaties. De meetbaarheid van de arthropodenfauna is goed.

10 Resultaten deelindicator: stikstofmineralisatie en voedselweb-stabiliteit

10.1 Inleiding

Rol en functie van de indicator-processen in bodemecosystemen

De decompositie van organisch materiaal en mineralisatie van voedingsstoffen zijn de centrale functies van het bodemecosysteem. De structuur van het bodemvoedselweb (figuur 10.1) is het raamwerk waar het indicatorsysteem op gebaseerd is. Binnen de taxonomische eenheden worden functionele groepen gedefinieerd op basis van levensgeschiedenissenkenmerken. De resultante van de onderlinge trofische relaties in het web kunnen gekwantificeerd worden in stof- en energiestromen m.b.v het voedselwebmodel (De Ruiter et al., 1993a).



Figuur 10.1 Diagram van het bodemvoedselweb. De pijlen geven de trofische relaties aan

De indicatoren stikstofmineralisatie en stabiliteit zijn als het ware afgeleiden van het functioneren van een bodemecosysteem. Het is momenteel de best beschikbare methode om het verband tussen het voorkomen en diversiteit van organismen en enkele functies van het systeem te kwantificeren.

Plaats in het LSF indicatorsysteem

Het voedselwebmodel en de daarvoor benodigde metingen vormt de kern van het indicatorsysteem. Het model brengt een groot aantal deelindicatoren en ecologische processen met elkaar in verband en maakt een schatting van de stofstromen. De detailinformatie per groep, die hieraan ten grondslag ligt, is waardevol genoeg om zichtbaar te maken als afzonderlijke (deel)indicatoren. Naast de groepen die noodzakelijk zijn voor het model, zijn er andere indicatoren (bijv. paddestoelen, bodemvormende processen) die aanvullende informatie geven over diversiteit en functies welke niet door het model worden gedekt.

Plaats in het pilotproject

Het uitgangspunt van het Bodembologisch Indicatorsysteem was de incorporatie van een voedselwebanalyse in een meetnetstructuur. Doordat een voedselwebanalyse herhaalde metingen in de tijd vraagt zijn hier relatief hoge kosten mee verbonden (zie voor analyse Schouten et al., 1997). In het pilotproject is de voedselwebanalyse daarom slechts op twee locaties uitgevoerd.

10.2 Materiaal en methoden

Op twee van de 40 LMB-locaties, een tuinbouwakker en een grasland, is een volledige voedselwebbemonstering uitgevoerd. Op een viertal data (2-6-1997, 16-9-1997, 10-11-1997 en 16-3-1998) werd de bovenste 10 cm van de bodem onderzocht op het voorkomen (aanwezigheid en dichtheid) van de verschillende groepen van bodemorganismen: bacteriën, schimmels, protozoën, nematoden, micro-artropoden, potwormen, en regenwormen. Binnen deze taxonomische eenheden werden functionele groepen gedefinieerd op basis van levensgeschiedenissenmerken en plaats in het voedselweb. Op de vier bemonsteringsdata werd voor alle functionele groepen de biomassa-C bepaald (kg/ha/jr). De aanwezigheid en biomassa van de groepen bepaalt de *structuur* van het voedselweb. Op basis van deze structuur zijn met behulp van voedselwebmodellen twee categorieën van berekeningen uitgevoerd.

Ten eerste is een modelmatige schatting gemaakt van de snelheid waarmee twee bodemprocessen verlopen: de C- en N-mineralisatie. Beide processen zijn biologische processen die bepaald worden door de aanwezigheid, biomassa en activiteit van de bodemorganismen. Naast de waargenomen voedselwebstructuur gebruikt dit model literatuurgegevens over de (relatieve) sterftesnelheden, energie-conversie-efficiënties en voedselvoorkeuren.

Ten tweede is berekend wat de *stabiliteit* is van de voedselwebben. De stabiliteit is een indicator voor de gevoeligheid van het systeem voor verstoringen. Het is een relatieve maat en doet uitspraak over in hoeverre een systeem stabiel of instabiel is dan een ander systeem. Het model voor de stabiliteitsanalyses gebruikt dezelfde gegevens als het model dat de mineralisatie-snelheden berekent.

Naast een modelmatige schatting van de C- en N-mineralisatie werden, ter vergelijking, na alle vier de monsterdata ook empirische metingen verricht. Deze procesmetingen werden gedaan om enig zicht te hebben op de realiteit van de modelberekeningen. De potentiële C en N mineralisatie werden bepaald door monsters van 200 g gehomogeniseerde en gezeefde (< 2mm) grond te incuberen in luchtdichte potten bij 20°C (Bloem et al., 1994). Na 1 en 6 weken werden de concentraties O₂ en CO₂ in de headspace van de potten gemeten met een gaschromatograaf. De ademhaling werd berekend uit de verschillen in O₂ en CO₂ concentraties tussen week 1 en week 6. De resultaten van de eerste week werden niet gebruikt om effecten van het zeven en mengen te vermijden. De potentiële N mineralisatie werd bepaald met grond uit dezelfde potten. De toename in minerale N tussen week 1 en week 6 werd gebruikt om N mineralisatiesnelheden te berekenen. Minerale N werd geëxtraheerd met 1M KCl en gemeten met een auto-analyzer.

10.3 Resultaten en discussie

Structuur van de voedselwebben

De biomassa-gegevens van de functionele groepen staan vermeld in tabel 10.1 De functionele groepen zijn in deze tabel geordend naar trofisch niveau in het web. Uit de biomassa-gegevens komt het volgende beeld naar voren. Voor de meeste groepen geldt dat de biomassa in het grasland hoger is dan in de akker. Dit geldt met name voor de organismen laag in het web, alhoewel ook de top-predator een hogere biomassa bereikt in het grasland. Op de tussenliggende trofische niveau's is het beeld enigszins diffuus. De relatie tussen biomassa en trofisch niveau is in deze studie van belang, omdat bekend is dat de vorm van de voedselpiramide mede bepalend is voor de stabiliteit (Neutel et al., in prep.).

Modelberekeningen van de C- en N-mineralisatie

Met behulp van een voedselwebmodel (Hunt et al., 1987; De Ruiter et al., 1993a) zijn van beide bodemecosystemen de C- en N-mineralisatie berekend op basis van de waargenomen voedselwebstructuren (tabel 10.1). Het model berekende een C-mineralisatie van 6150 kg/ha/jr voor het grasland en 1750 kg/ha/jr voor de akker. De hogere C-mineralisatie in het grasland is een direct gevolg van de hogere biomassa in dit systeem. Hetzelfde beeld komt naar voren bij de berekende N-mineralisatie: 335 kg/ha/jr voor het grasland en 115 kg/ha/jr voor de akker.

Tabel 10.1 Biomassa-C (kg/ha) gegevens van de functionele groepen in het voedselweb in een grasland en een tuinbouwakker. Getallen zijn gemiddelden over de vier bemonsteringen. De groepen zijn geordend op basis van hun trofisch niveau in het voedselweb.

Voedselweb (N-mineralisatie + stabiliteit)	Grasland op zeelei LMB (n=1, t=4)	Tuinbouw LMB (n=1, t=4)
Predatore mijten	0.10	0.01
Predatore collembola	-	0.002
Nematofage mijten	0.001	0.002
Predatore nematoden	0.02	0.06
Amoeba	42.22	19.99
Fungivore collembola	0.19	0.06
Cryptostigmate mijten	0.02	0.02
Non-cryptostigmate mijten	0.04	0.01
Fungivore nematoden	0.07	0.02
Flagellaten	0.65	0.29
Bacterivore nematoden	0.18	0.32
Bacterivore mijten	0.001	0.001
Herbivore nematoden	0.21	0.05
Potwormen	7.86	1.63
Regenwormen	768.75	111.09
Schimmels	5.68	1.92
Bacteriën	289.22	113.28

De modeluitkomsten zijn vergeleken met gestandaardiseerde mineralisatieproeven, uitgevoerd in het laboratorium. De berekende mineralisatie-snelheden zijn soms afwijkend van de experimentele waarnemingen. Deze metingen worden uitgevoerd onder condities die verschillen van de veldsituatie (gezeefd materiaal, 20 °C). Ze zijn dus slechts een benadering van de mineralisatiesnelheden in het veld, maar kunnen wel in vergelijkende zin gebruikt worden voor verschillen tussen locaties.

De experimentele (potentiële) C-mineralisatie bedroeg 13800 kg/ha/jr in het grasland en 5030 kg/ha/jr in de akker. Dit is een factor twee tot drie hoger dan de modeluitkomsten. Voor wat betreft de N-mineralisatie komen de modelberekeningen redelijk overeen met de experimentele resultaten: 295 kg/ha/jr in het grasland en 185 kg/ha/jr in de akker. Ook hier zijn de berekende verschillen tussen grasland en akker vergelijkbaar met de verschillen van experimenteel gemeten potentiële N-mineralisatie.

Deze verschillen kunnen door een aantal onzekerheden worden veroorzaakt: De parameterwaarden voor relatieve sterftesnelheden, energie-conversie-efficiënties en voedselvoorkeuren werden aan de literatuur ontleend. Deze zijn tamelijk algemeen, en mogelijk niet optimaal voor de twee onderzochte ecosystemen. Gemeten mineralisatie-snelheden in laboratorium-bepalingen worden onder andere omstandigheden uitgevoerd dan de veldsituatie. Wanneer er gegevens beschikbaar zouden zijn van een groter aantal ecosystemen was het mogelijk geweest om door middel van technieken als parameter-

optimalisatie de 'fit' tussen berekeningen en waarnemingen te verbeteren, maar bij een dataset van twee locaties kan dit niet.

Referentiewaarden voor mineralisatiesnelheden

In het pilotproject zijn biologische bedrijven en verontreinigde locaties gebruikt als positieve en negatieve referenties voor de twee grondgebruikscategorieën uit het meetnet. Op deze referentielocaties kon echter geen voedselwebanalyse worden uitgevoerd. De resultaten uit het pilotproject zijn daarom vergeleken met andere gegevens uit vergelijkbare bodemgebruikstypen.

Hierbij kon gebruik gemaakt worden van berekende en waargenomen mineralisaties in een serie grasland- en akkerbouwsystemen (De Ruiten et al., 1993b; Hassink et al., 1993). Uit deze studies bleek dat in graslanden de C-mineralisatie (berekend en waargenomen) varieerde tussen de ca. 2000 en 6000 kg/ha/jr en de N-mineralisatie tussen de 50 en 250 kg/ha/jr. In akkerbouwbodems bleek de C-mineralisatie te variëren tussen de 1500 en 5000 kg/ha/jr en de N-mineralisatie tussen de 70 en 300 kg/ha/jr.

De resultaten op de twee LMB-bedrijven liggen dus in de range van waarden die eerder op vergelijkbare gronden is gevonden. Alleen de C-mineralisatie op het graslandbedrijf steekt hier bovenuit.

Stabiliteit van de voedselwebben

Met behulp van een wiskundig (community-matrix) model werden indicaties voor de stabiliteit van de voedselwebben berekend (De Ruiten et al., 1995). Dit model maakt gebruik van dezelfde gegevens als het model waarmee de mineralisatie-snelheden werden berekend. Deze stabiliteits-indicator wordt uitgedrukt in een relatieve maat (tussen 0 en 1) voor de robuustheid van het systeem tegen verstoringen.

Voor het grasland bedroeg de stabiliteits-indicator 0.47 en voor de akker 0.61. Dit betekent dat het voedselweb van de akker als stabiel wordt aangewezen dan dat uit het grasland. Dit lijkt een tegen-intuïtief resultaat, maar is toch verklaarbaar. De bodem van de akker wordt vaker en heftiger verstoord dan de bodem van een grasland, bijvoorbeeld bij grondbewerking, oogst, gewasrotatie en toepassing van bestrijdingsmiddelen. Het vastgestelde voedselweb kan worden beschouwd als 'de uitkomst' van dit verstoringsregime en dus als 'stabiel' genoeg de voor het desbetreffende systeem karakteristieke verstoringen te doorstaan. Dit is in overeenstemming met de hypothese dat ecosystemen relatief stabiel zijn in heterogene en dynamische omgevingen.

Referentiewaarden voor stabiliteits-indicator

Deze konden worden verkregen uit een serie stabiliteitsanalyses uitgevoerd op gegevens van akkers en graslanden en bodems die in meer of mindere mate waren verontreinigd met zware metalen. De stabiliteits-indicator van de voedselwebben in zwaar met koper verontreinigde tarwe-veldjes (Dolfing et al., in prep.) was het hoogst: 0.90. Nabij de zinksmelterij Budelco was deze indicator 0.60; deze waarde nam af naarmate de afstand tot de zinksmelterij toenam

tot 0.49. In Drenthe, nabij Tynaarlo, waren de stabiliteitsindicatoren in een bos-, grasland- en akkerbouwbodem respectievelijk 0.36, 0.40 en 0.50. Deze analyses bevestigen het beeld van stabiliteit in heterogene en dynamische systemen. Een uitzondering is wellicht de vergelijking tussen een geïntegreerd en een gangbaar akkerbouwsysteem in de Noordoostpolder (Marknesse), waar de indicator in het gangbare systeem (0.17) lager was dan de waarde in het geïntegreerde systeem (0.34).

10.4 Conclusies

Het voedselwebonderdeel betrof een soort ‘pilot binnen het pilotproject’, omdat het een proef was op slechts twee van de 40 LMB-locaties. Desalniettemin zullen we hieronder antwoord trachten te geven op de drie vragen die binnen het LSF-project centraal staan bij de evaluatie van de verschillende indicatoren:

1. Zijn we in staat de indicator te meten/kwantificeren?
2. Zijn de metingen nauwkeurig genoeg om verschillen tussen categorieën statistisch significant vast te stellen?
3. Kunnen we de indicator relateren aan ecosysteemprocessen?

Ten aanzien van het voedselwebonderdeel kunnen we als volgt antwoord geven op deze vragen:

- Ad. 1. Het is mogelijk om de structuur, stabiliteit en mineralisatie-snelheden, onder meer met behulp van modellen, te meten en te kwantificeren.
- Ad. 2. Dit onderdeel betrof slechts twee locaties. Door een aantal bemonsteringen in de tijd zou het eventueel mogelijk geweest zijn om verschillen tussen de twee ecosystemen statistisch te toetsen, maar een verschil tussen de twee categorieën (graslanden versus akkers) kan niet statistisch worden vastgesteld.
- Ad. 3. Voedselwebstructuur is direct gekoppeld aan ecosysteemprocessen, zoals duidelijk werd met de berekende mineralisatiesnelheden. De modelberekende mineralisatiesnelheden weken af van de laboratoriumwaarnemingen. In beide benaderingen worden aannames gemaakt, of de realiteit geweld aan gedaan. Beide methoden zijn indicatief voor de verschillen tussen grasland en akker.

Voedselwebanalyses geven een direct beeld van de samenstelling, en daarmee van de biologische diversiteit, binnen de levensgemeenschap van bodemorganismen. Door de functionele groep benadering wordt biodiversiteit vertaald in functionele diversiteit. Door de expertise die in Nederland is opgebouwd op het terrein van voedselwebanalyse en –modellering is het mogelijk om voedselwebgegevens te interpreteren in systeem-eigenschappen zoals nutriëntencycli en ecologische stabiliteit.

Stabiliteit is direct relevant voor (het behoud van) biologische diversiteit in de bodem en is tevens indirect gekoppeld aan bodemprocessen: instabiele voedselwebstructuren reageren heftig op verstoringen waardoor ook de processen gevoelig zullen zijn voor deze verstoringen.

11 Relaties tussen indicatieve variabelen en abiotische factoren

11.1 Inleiding

Het vaststellen van de relaties tussen abiotische omstandigheden en indicatoren is een belangrijk aspect in de praktijk- en beleidstoepassingen van het indicatorsysteem. Toch was het onderzoek naar deze relatie geen doelstelling binnen het pilotproject, en wel om de volgende redenen: Duidelijke (statistisch aantoonbare) relaties tussen groepen van organismen en bodem-eigenschappen kunnen pas gelegd worden als er een voldoende lange gradiënt in de concentratiereeks (of 'effect-factor') is. Het LMB is erop gericht om een algemeen beeld te krijgen van de bodemkwaliteit in de meest voorkomende vormen van landgebruik. Hiervoor wordt een beperkte steekproef (20 locaties/bedrijven) uit het gehele land genomen. De ruimtelijke variatie (spreiding) is dus aanzienlijk. Bovendien is het niveau van verontreiniging meestal gering. Ecologische effecten van andere, soms kwalitatieve, factoren als bemestingsgraad of intensiteit-van-grondbewerking zijn in agrarische gronden (70% van het Nederlandse grond-oppervlak) het grootst.

Met een gering aantal waarnemingen (zoals in het pilotproject), de grote variatie en korte gradiënten, zal het **nog** niet mogelijk zijn om duidelijke statistische verbanden te beschrijven tussen deelindicatoren en abiotische omstandigheden. Dit probleem wordt inmiddels opgelost door de inventarisatie uit te breiden en een voldoende grote dataset op te bouwen.

Een andere mogelijkheid zou het uitvoeren van experimenteel veldonderzoek zijn. Op die manier kan beter onderscheid gemaakt worden tussen de invloed van druk-factoren, door ze onafhankelijk te variëren. In het kader van de Bobi is niet in een dergelijke benadering voorzien. Er zou bijvoorbeeld gebruik gemaakt kunnen worden van landbouwkundig onderzoek dat op verschillende proefboerderijen wordt uitgevoerd. Hierbij wordt op grotere schaal gekeken naar effecten (of optimalisatie) van grondbewerking, bemesting, gewasrotatie e.d.

Voor prognostische toepassingen moet gewerkt worden aan een dataset waarmee z.g. habitat-responsrelaties kunnen worden afgeleid. Bij voorkeur zou het aantal replica's en de gradient binnen de onderscheiden categorieën groter moeten zijn dan de huidige 20 locaties. Dit is echter lastig te realiseren binnen het LMB en de structuur die voor de Bobi gekozen is. Naar verwachting zijn enkele honderden veldwaarnemingen nodig om een betrouwbaar multiple responsmodel af te leiden. Bij bodemeigenschappen als zuurgraad, lutumgehalte, organische stof, voedselrijkdom en gehalten aan zware metalen kunnen de meetnetgegevens van alle categorieën tezamen genomen worden om het verband met de verschillende indicatoren te onderzoeken. Eigenschappen die specifiek zijn voor, of variëren binnen, een bepaalde categorie bodemgebruik (bijv. beheer of gewasrotatie) kunnen waarschijnlijk nog niet in een

dergelijke benadering van statistische modellering worden ingepast door een tekort aan benodigde gegevens.

De techniek van habitat-responsmodellering is met succes toegepast op vegetatiegegevens, waar zeer uitgebreide waarnemingsreeksen en indicatiegetallen over bestaan. Voor de bodem zijn tot nu toe alleen geschikte gegevens over de nematodenfauna aanwezig. Enkele voorstudies hebben laten zien dat hier bruikbare resultaten mee te behalen zijn. Resultaten van deze bewerkingen zullen in een apart RIVM-rapport verschijnen (Bogte et al. in prep.)

Het voorgaande impliceert dat er een investering moet plaats vinden in de opbouw van geschikte bodembioologische gegevens voordat responsmodellen of prognostische instrumenten gemaakt kunnen worden.

Ter illustratie van het type statistische relaties die af te leiden zijn uit gegevens over deelindicatoren en abiotische omstandigheden zoals die in het pilotproject gemeten zijn, is een nadere uitwerking gemaakt van een deel van de nematodenanalyses. Met behulp van multiple regressie is onderzocht in hoeverre in deze beperkte en heterogene dataset reeds statistische verbanden te leggen zijn met bodemeigenschappen en verontreinigingen.

11.2 Materiaal en methoden

Er is alleen gebruik gemaakt van 37 waarnemingen op LMB-locaties, om te voorkomen dat enkele extreme waarden in de verontreinigde referenties te grote invloed hebben op de beperkte dataset. De relaties tussen indicatoren (aantal/100g, aantal taxa, Maturity Index) en abiotische omstandigheden zijn eerst onderzocht aan de hand van een eenvoudige correlatiematrix. Vervolgens is een multiple lineaire regressie uitgevoerd tussen de indicatoren en abiotische omstandigheden (pH, organische stof, lutum, PAL, zware metalen), met behulp van het programma Statgraphics. Dit is herhaald met een stapsgewijze voorwaardse regressie om alleen de dominante factoren te selecteren.

11.3 Resultaten

In hoofdstuk 3 (tabel 3.1) is een overzicht gegeven van de gemiddelde waarden van de abiotische factoren per LMB-categorie (zie bijlagen voor gegevens per locatie). Hierin is te zien dat er weinig verschil bestaat tussen de pH en de zware metaalgehalten op de 37 bemonsterde locaties. De metaalconcentraties bevinden zich bovendien rond, of onder de referentiewaarde. De gradiënt in organische stof en lutumgehalte is wel groter. Dit is inherent aan het feit dat gegevens van verschillende bodem(gebruiks)typen zijn samengenomen. De kans bestaat dat hierdoor tevens een aanzienlijke bron van ruis (onverklaarde variantie) geïntroduceerd wordt, of dat er clusters van waarnemingen ontstaan.

In tabel 11.1 is de correlatiematrix weergegeven van de drie indicatoren afgeleid uit de nematodenfauna en de belangrijkste abiotische eigenschappen.

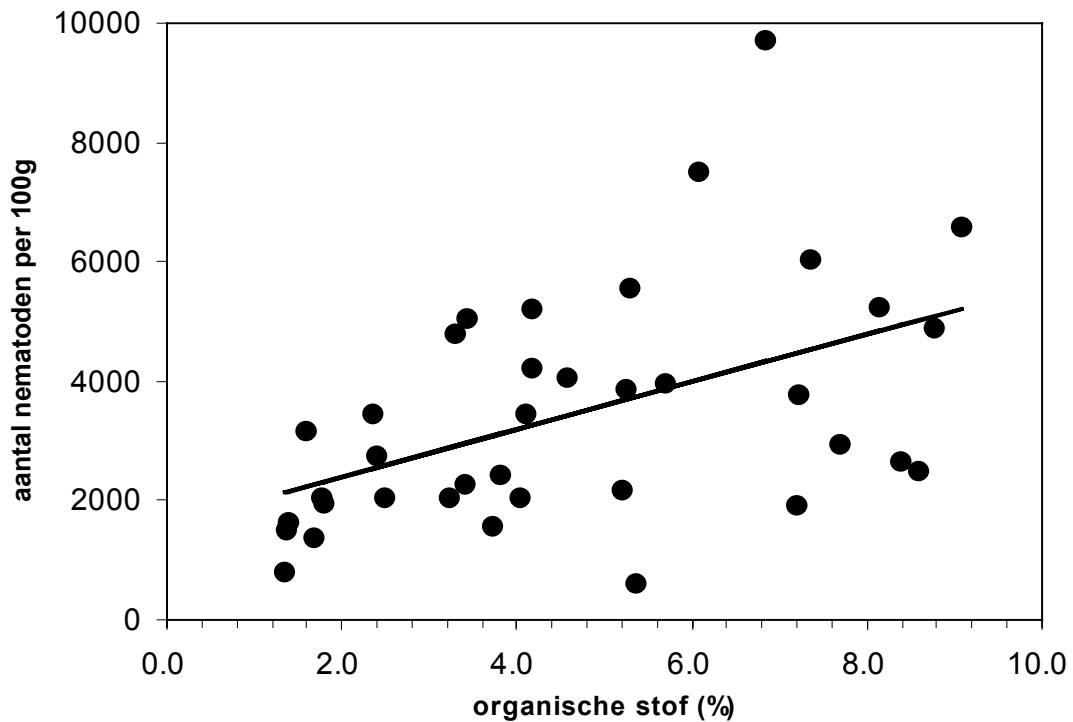
Uit de matrix blijkt dat alle zware metaalgehalten sterk met elkaar gecorreleerd zijn, evenals met organische stof en nog sterker met het percentage lutum. Dit heeft tot gevolg dat er geen verklarende waarde aan één van deze factoren afzonderlijk toegekend mag worden. Een dergelijke sterke onderlinge afhankelijkheid van verklarende factoren geeft tevens problemen bij de regressie-analyse. Van de drie biologische indicatoren lijken de nematodendichtheid (aantal/100g) en de Maturity Index het best gecorreleerd te zijn aan het % organische stof. Metalen en lutum hangen hier automatisch mee samen.

Tabel 11.1 Correlatiematrix van indicatoren op basis van bodemnematoden en abiotische kenmerken. *N100g*= aantal nematoden per 100g verse grond, *Ntax*= aantal soorten, *MI*= Maturity Index. *Cd t/m Mn*= chemische notatie zware metalen. *PAL*= waarde voor fosfaatgehalte. *Vet-gedrukte waarden zijn significante correlatie-coëfficiënten (p < 0.05).*

	<i>N100g</i>	<i>Ntax</i>	<i>MI</i>	<i>Cd</i>	<i>Cr</i>	<i>Cu</i>	<i>Hg</i>	<i>Pb</i>	<i>Zn</i>	<i>Fe</i>	<i>Mn</i>	<i>PAL</i>	<i>org. stof</i>	<i>lutum</i>
<i>Ntax</i>	0.19													
<i>MI</i>	0.39	0.64												
<i>Cd</i>	-0.12	-0.18	-0.10											
<i>Cr</i>	0.34	0.01	0.28	0.12										
<i>Cu</i>	-0.01	-0.01	0.12	0.57	0.34									
<i>Hg</i>	0.23	-0.13	-0.04	0.16	0.39	0.26								
<i>Pb</i>	0.28	-0.11	0.16	0.31	0.91	0.44	0.50							
<i>Zn</i>	0.39	0.04	0.28	0.07	0.89	0.43	0.48	0.87						
<i>Fe</i>	0.31	-0.02	0.27	0.15	0.97	0.34	0.40	0.90	0.90					
<i>Mn</i>	0.25	-0.21	0.02	0.22	0.82	0.35	0.44	0.80	0.81	0.85				
<i>PAL</i>	-0.31	-0.01	-0.15	0.10	-0.45	0.27	-0.29	-0.38	-0.28	-0.50	-0.33			
<i>org. stof</i>	0.49	0.10	0.36	-0.04	0.79	0.15	0.24	0.71	0.72	0.73	0.42	-0.36		
<i>lutum</i>	0.34	-0.01	0.29	0.12	0.97	0.31	0.37	0.90	0.90	0.98	0.81	-0.48	0.79	
<i>pH-kcl</i>	-0.17	-0.28	-0.27	0.18	-0.09	-0.15	0.31	-0.06	-0.13	-0.04	0.12	-0.17	-0.27	-0.09

Als voorbeeld is in figuur 11.1 het aantal nematoden in de monsters uitgezet tegen het bijbehorende organische stofgehalte. De regressielijn is significant ($p = 0.002$) maar verklaart slechts 24% van de variantie in de nematodendichtheid.

Met behulp van multiple regressie kunnen meer verklarende variabelen in het model betrokken worden. Formeel dienen deze onafhankelijke van elkaar te zijn. Zoals uit de correlatiematrix blijkt is dat meestal niet het geval. Multiple regressies met de indicatoren: “aantal nematoden, aantal taxa, en Maturity Index”, leverden dan ook geen betere of significante modellen op.



Figuur 11.1 Relatie tussen het aantal nematoden in de bodem en het % organische stof op 37 LMB-locaties.

Een stapsgewijze selectieprocedure voor verklarende variabele in het regressiemodel resulteerde voor “het aantal nematoden” in een vergelijking met alleen organische stof als verklarende variabele ($p=0.002$). Het resultaat is gelijk aan de enkelvoudige regressie hierboven. Bij “het aantal taxa” werden 4 zware metalen (Cr, Pb, Zn, Mn), organische stof en pH gekozen ($p=0.1$). Voor de indicator MI werden organische stof en pH in het regressiemodel geselecteerd ($p=0.05$).

Uit deze exercitie kunnen de volgende conclusies worden getrokken:

- 1 Er is een relatie aan te tonen tussen bodemeigenschappen en het voorkomen van organismen. Door de onderlinge afhankelijkheid van bodemfactoren en de ruimtelijke variatie kunnen dit soort relaties echter pas zinvol afgeleid worden uit veel grotere datasets.
- 2 Door toepassing van nieuwe statistische technieken is het mogelijk prognostisch te werken, door de kans van voorkomen van soorten te schatten bij een bepaalde set aan abiotische omstandigheden.
3. Op basis van voorzichtige schattingen zijn per soortgroep minimaal 200 observaties noodzakelijk om voldoende statistisch significantie habitat-responsrelaties per soort te kunnen berekenen.

12 Evaluatie van het pilotproject en conclusies

12.1 Samenvatting van de meetresultaten

In de hoofdstukken 4 t/m 10 zijn de onderdelen van het indicatorsysteem afzonderlijk en in detail besproken. In dit hoofdstuk wordt een samenvattend overzicht gegeven (tabel 12.1). Voor de meeste van de onderzochte deelindicatoren bestaan er duidelijke (meest zeer significante) verschillen tussen de twee grondgebruiksvormen. Dit toont aan dat de deelindicatoren, in ieder geval bij deze twee categorieën, onderscheidend zijn voor grondsoort en/of bodemgebruik. Een aantal indicatoren op basis van de nematodenfauna bleken (in deze bodems) te weinig te variëren om een significant onderscheid te geven. Voor de mijten en de voedselwebanalyse zijn geen statistische onderbouwde verschillen aan te geven omdat de waarnemingen in enkelvoud gedaan zijn.

De gekozen referentie voor tuinbouw bleek onverwacht sterk afwijkende resultaten op te leveren voor bijna alle deelindicatoren. De oorzaak hiervan is zonder nader onderzoek niet goed te verklaren. Mogelijk is er een verband met de ligging van het bedrijf in de flevopolder, met een zavelige grond en veel schelpkalk in de bodem, of met de grote hoeveelheid organisch materiaal die op de bodem achterblijft (opgebracht wordt). Ook kan het bemonsteringstijdstip een grotere rol gespeeld dan verwacht. Vanwege de onzekerheden is besloten de gegevens van dit enkele bedrijf (nog) niet als referentie te gebruiken. In feite dient er zowel voor de belaste als onbelaste referentiebeelden een meer evenwichtige dataset verkregen te worden bijvoorbeeld door de resultaten te baseren op een even grote steekproef. Hierdoor kunnen verschillen ook statistische worden getoetst. Bij voortzetting van de meetnet-activiteiten dient extra aandacht geschonken te worden aan de ontwikkeling van referentiebeelden.

12.2 Presentatievormen voor de indicatoruitkomst

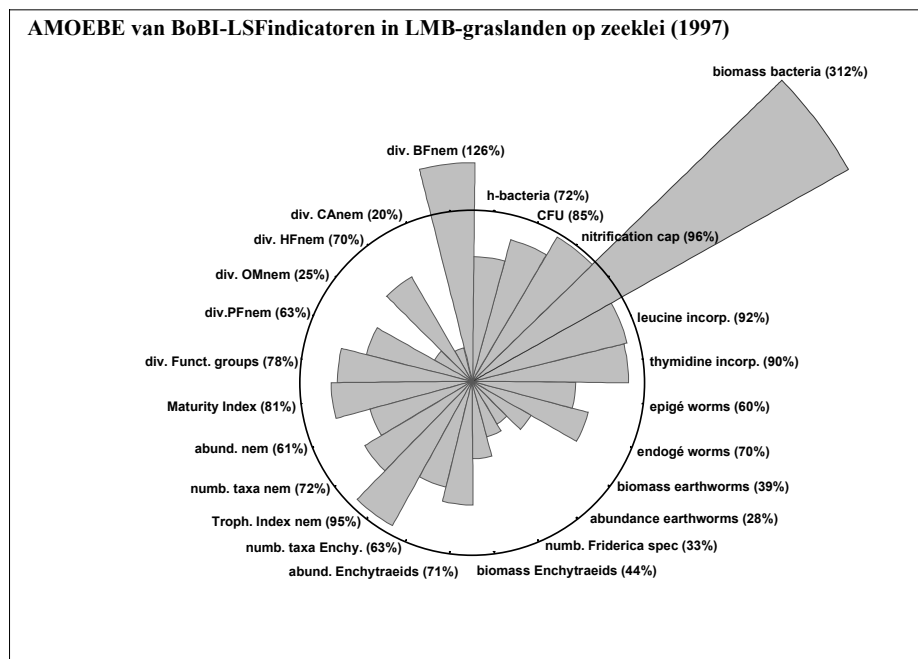
Voor de presentatie van de indicatorgegevens op een “distance to target” wijze is een goed referentiebeeld nodig voor de beoordeling van gemeten indicatorwaarden. Dit kan een historische referentie zijn of een streefbeeld dat is opgezet aan de hand van gegevens uit ongestoorde systemen. In het natuurbeleid wordt een analoge benadering gehanteerd door het aanwijzen van natuurdoeltypen en doelsoorten. Wanneer een referentie gekozen is, kan gebruik gemaakt worden van de AMOEBE-presentatiemethode of van een indexgetal (een “Bodemkwaliteitsindex”).

Tabel 12.1 Overzicht van de deelindicatorwaarden gemeten op LMB-locaties; 20 graslandbedrijven op zeelei, 37 tuinbouw- en bloembollenbedrijven. Voor de graslanden op zeelei zijn (voorlopige) referenties gekozen. *n* geeft het aantal replica's. Tevens zijn significante verschillen voor deelindicatorwaarden tussen de grondgebruiksvormen aangegeven: * = $p \leq 0.05$, ** = $p \leq 0.01$, *** = $p \leq 0.001$.

Groep	Deelindicatoren	Grasland op zeelei			Tuinbouw	Δ Gr1 -Tui
		gem. LMB (n=20)	Referentie (n=1)	Verontreinigd (n=2)	gem. LMB (n=17)	verschil LMB-cat.
Bacteriën	Thymidine inbouw (pmol/g/uur)	179.7	198.1	110.1	108.3	***
	Leucine inbouw (pmol/g/uur)	847.9	916.2	491.2	392.8	***
	Bacteriële biomassa ($\mu\text{g C/g}$)	232.4	74.5	20.9	56.4	***
	Kolonie-vormende eenheden (10^7 CFU/g)	17.1	20.1	18.6	2.6	***
Biolog	Potentiële nitrificatie (mg NO ₃ -N /kg/week)	93.6	96.7	101.0	74.0	***
	logCFU-50 (activiteit 50%)	3.73	3.45	3.06	2.87	***
	h- coëfficiënt (evenness)	0.39	0.54	0.50	0.6	***
	gg50 (μg grond met 50% funct.)	95	14	7.5	44	*
Nematoden	Abundantie (aantal/100 g)	4629	7570	2760	2069	***
	Aantal taxa	26.1	36	32.5	21.8	*
	Maturity Index	1.77	2.17	1.82	1.47	***
	Trofische diversiteitsindex	2.12	2.22	2.31	1.51	***
	Aantal soorten bacterie-eters	11.4	9	13.5	13.3	*
	Aantal soorten carnivoren	0.4	2	1.5	0.6	n.s
	Aantal soorten schimmel-eters	2.1	3	3.5	2.1	n.s
	Aantal soorten omnivoren	1	4	0	1.2	n.s
	Aantal soorten planteneters	11.4	18	14	4.5	***
	Aantal functionele groepen	3.9	5	4	4.3	n.s
Potwormen	Abundantie (aantal/m ²)	24908	34837	20013	16096	**
	Aantal taxa	8.2	13	8.5	5.5	***
	Biomassa (g/m ²)	5.6	12.43	2.37	1.10	***
	N-Friderica (aantal/m ²)	8654	25878	2594	1300	***
Regenwormen	Abundantie (aantal/m ²)	317.9	1112.5	368.75	40.2	***
	Biomassa (g/m ²)	70.1	176.58	94.48	3.8	***
	Endogé-soorten	2.1	3	2	0.82	***
	Epigé-soorten	1.2	2	1.5	0.06	***
		n=1	n=1	n=2	n=1	
Mijten	Abundantie (aantal/m ²)	37900	26875	43688	18100	
	Aantal soorten	23	19	30.5	20	
	Aantal functionele groepen	8	8	8	10	
Voedselweb (model- berekening)	Stikstofmineralisatie (kg N/ha/j)	335			115	
	koolstofmineralisatie (kg C/ha/j)	6150			1750	
	Stabiliteit	0.47			0.61	

AMOEBE

Een presentatie van de gegevens in een AMOEBE-vorm is uitgewerkt voor de graslandbedrijven op zeelei. De indicatorwaarden uit tabel 12.1 zijn geschaald als percentage van de indicatorwaarde in de gekozen referentie, in dit geval een biologisch veeteeltbedrijf. Het resultaat is weergegeven in figuur 12.1. De AMOEBE laat in één oogopslag de resultaten van de verschillende deelindicatoren zien.



Figuur 12.1 AMOEBE-presentatie van gemeten deelindicatoren in 'LMB-graslanden op zeelei'. De cirkel wordt gevormd door de gekozen referentie. De indicatorwaarden hiervan zijn op 100% gesteld

De cirkel wordt gevormd door de deelindicatorwaarden van de referentie. Bij de verschillende segmenten van de cirkel staat aangegeven welke deelindicatoren het betreft en hoe groot de afwijking tot de referentie is. Gegevens die slechts op een beperkt aantal locaties zijn verzameld, zoals de deelindicatorwaarden voor mijten en springstaarten en modelberekeningen, zijn niet in de AMOEBE opgenomen omdat een vergelijking met de referentie niet mogelijk is.

In de AMOEBE is te zien dat bijna alle deelindicatoren binnen de cirkel liggen. Op basis van de gekozen referentie lijkt de diversiteit van functionele groepen binnen het onderzochte bodemgebruikstype dus te laag. Alleen de bacteriële biomassa springt met een factor 3 ruim boven de cirkel uit. Afgaand op deze inschaling zou de bacteriële biomassa in de onderzochte LMB-graslanden erg hoog zijn. Ook het aantal soorten bacterie-etende nematoden is op de LMB-locaties gemiddeld iets hoger dan op het biologische bedrijf. Waarschijnlijk hangt het resultaat van deze twee deelindicatoren samen met de hoeveelheid mest die over de bodem

verspreid wordt. Ook dit kan beoordeeld worden als een effect van verstoring. Verklaringen blijven echter speculatief omdat cijfers over de bemestingsintensiteit ontbreken.

De bovenstaande bodembioologische-AMOEBE uit het pilotproject heeft primair een voorbeeldfunctie. De gegevens zijn nog niet uitgebreid genoeg om op basis hiervan de bodemkwaliteit van graslanden in Nederland te beoordelen. In de eerste plaats is de LMB steekproef uit 20 bedrijven relatief klein, maar daarnaast dient er vooral een betere onderbouwing van de referentie te komen. De AMOEBE-presentatie van de gemeten deelindicatoren zou verder bewerkt kunnen worden tot een 'proces-AMOEBE'. Dit kan bijvoorbeeld door voor een bepaald proces bundelen in sectoren van een AMOEBE. De gevonden deelindicatorwaarden, zoals de afwijking in bacterie-biomassa, zouden bovendien verder geïnterpreteerd kunnen worden op basis van modelsimulaties.

Bodemkwaliteitsindex

De geïndexeerde deelindicatorwaarden uit de bodembioologische-AMOEBE zijn verder te aggregeren tot een Bodemkwaliteitsindex. Deze zou aangeduid kunnen worden als de BKK. De BKK voor de LMB-graslandbedrijven op zeelei is berekend door het geometrisch gemiddelde te nemen van de absolute verschillen tussen de indexwaarden van de deelindicatoren en de referentie (zie bijlage 14 voor berekeningswijze). Hiermee krijgt een afwijking van 50% van de referentie een even zware invloed toebedeeld als een afwijking van 200% (beide een factor 2 op logaritmische schaal). Wanneer de referentie op 100 wordt gesteld dan wordt de Bodemkwaliteitsindex voor de LMB-graslanden op zeelei: **BKK=59**. De gemiddelde afwijking van de referentie is dus 41%.

12.3 Evaluatie van het pilotproject en conclusies

De resultaten van het uitvoerpilot-onderzoek (deelindicatorwaarden en voedsel-webanalyse) wijzen er op dat de dichtheid en diversiteit van bodemorganismen gerelateerd is aan de combinatie van landgebruik en bodemtype. Verder is er een behoorlijk meetbereik binnen bedrijven van één categorie. De kwantitatieve relatie tussen biodiversiteit en LSF van de bodem is nog onvoldoende bekend. Onderzoek daaraan viel ook buiten de vraagstelling van dit project. Een aantal processnelheden zijn modelmatig uit de dichtheid en samenstelling van deelindicatoren te berekenen. In het pilotproject is dit slechts voor twee locaties uitgewerkt, hetgeen een kleine bijdrage aan de oplossing voor de veel bredere problematiek vormt. Ondanks de wetenschappelijke onzekerheden zijn reeds *kwantitatieve* beleidsdoelstellingen geformuleerd voor LSF van de bodem, gericht op behoud, robuustheid en duurzaam gebruik. Met de opgedane ervaringen in het pilotproject kan opnieuw de vraag gesteld worden op welke wijze een *kwantitatief* instrument voor bepaling van ecologische bodemkwaliteit het best te operationaliseren is. Hieronder worden een aantal inhoudelijke aspecten afgewogen, ieder eindigend in een conclusie.

Keuze van het indicatorsysteem

Aan de keuze voor het indicatorsysteem in z'n huidige vorm lag het volgende dilemma ten grondslag:

- Voor behoud en duurzaam gebruik van de LSF van de bodem moet informatie worden verkregen over het verloop van processen i.r.t het voorkomen van functionele groepen van organismen. De processen zijn modelmatig wel globaal te berekenen, maar in het veld moeilijk te meten.
- Processnelheden *sec* geven geen informatie over de biodiversiteit van organismen en de robuustheid van de populaties die de processen in stand houden.
- Biodiversiteit als aantal soorten geeft geen informatie over de omvang van processen.

In het indicatorsysteem is een combinatie van beide benaderingen (structuur en functie) gekozen. Een aantal microbiële processen wordt rechtstreeks gemeten. Informatie over andere 'lagen in het bodemecosysteem' wordt verzameld aan de hand van functionele ecologische eenheden binnen verschillende groepen organismen. Het geheel levert kwantificeerbare ecologische functies op door gebruik te maken van een voedselwebmodel. Tijdens het onderzoek bleek een kwantitatieve voedselwebbemonstering (4 maal per jaar arbeidsintensief en kostbaar.

Conclusie: uit de ervaringen met het pilotonderzoek kan geconcludeerd worden dat de kwantitatieve voedselwebbenadering te arbeidsintensief en te kostbaar is om op grote schaal (40-50 locaties per jaar) toe te passen (zie ook de kostenberekening in Schouten et al. 1997). De benadering heeft als voordeel, dat een inhoudelijke relatie gelegd wordt tussen de indicatieve deelvariabelen en het functioneren van het bodemecosysteem

Ook de uitkomsten van een voedselwebmodel zijn een benadering van de werkelijkheid, die niet alle aspecten van een bodemecosysteem volledig kan omvatten. Zo is het bijvoorbeeld niet mogelijk om het (mechanische) effect van grotere organismen, die een aanzienlijk deel van de biomassa uitmaken, in het voedselweb te verdisconteren.

Een meer praktische oplossing zou daarom zijn de voedselwebanalyse op beperkte schaal uit te voeren (6-10 locaties per jaar), en de vrijgekomen ruimte te benutten om meting van meer bodemprocessen mogelijk te maken. Gedacht kan worden aan: bodemademhaling, decompositiesnelheid, stikstofmineralisatie, aggregaatvorming. Deze technieken zijn echter nog niet in meetnetverband uitgeprobeerd. Het kan gezien worden als een ontwikkeltraject binnen het LMB-LSF-meetnet.

Keuze van deelindicatoren

1) Van de microbiologische deelindicatoren bleken de dichtheids- en activiteitmaten (aantal, biomassa, DNA en eiwitsynthese) goed toepasbaar. De potentiële nitrificatiecapaciteit heeft de naam een gevoelig proces te zijn. In het pilotproject leverde deze meting echter bijna altijd dezelfde waarde op. Blijkbaar is de (experimenteel gemeten) potentiële waarde tamelijk constant in bodems.

De biologtest is voldoende ontwikkeld om op grote schaal toegepast te worden maar blijft afhankelijk van de kweekbaarheid van bacteriën. Het heeft de voorkeur om bacteriële genetische diversiteit toe te voegen als meest directe maat voor de biodiversiteit. De methode is inmiddels voldoende ontwikkeld en betaalbaar geworden.

Conclusie: potentiële nitrificatie als deelindicator vervangen door genetische diversiteit.

2) De dichtheid en samenstelling van bodemnematoden (aaltjes) wordt inmiddels 5 jaar gemeten in het LMB. Hierdoor is voor deze groep als enige, een dataset opgebouwd waarmee een indeling naar bodemeigenschappen, en de respons op verontreinigingen te modelleren is. Deze groep neemt qua maat en eenvoud van technieken een positie in tussen de micro-organismen en grotere bodemorganismen. De indeling van 'aantal soorten per functionele groep' kan op twee manieren plaatsvinden, nl. naar ecologische karakteristieken en voedseltype. In het pilotproject is gebleken dat een aantal functionele groepen (bijv. carnivoren) slechts met een gering aantal soorten vertegenwoordigd zijn. Overall-maten leverden hierdoor betere resultaten op. De analyse kan routinematig worden uitbesteed.

Conclusie: goede deelindicatoren zijn abundantie, aantal soorten, Maturity Index, Trofische Index en functionele groepen waarin een groter aantal soorten vertegenwoordigd zijn.

3) Bepaling van de deelindicatoren op basis van regenwormen bleek arbeidsintensief door de relatief grote grondmonsters die hier voor nodig zijn en de methode van handsorteren. Door het relatief geringe aantal dieren dat wordt gemonsterd kan de uiteindelijke deelindicator het best worden samengesteld uit een aantal factoren tezamen. Bij de kleinere potwormen speelt dit in mindere mate, maar ook daar is een combinatie van biologische parameters aan te bevelen. Wormen zijn vertegenwoordigers van grotere dieren in het indicatorsysteem, die ook een rol spelen in de bodemstructuur-vorming. De routinematige analyse moet worden uitbesteed bij een gespecialiseerd laboratorium, voor potwormen is dit inmiddels ook operationeel.

Conclusie: deelindicatoren handhaven.

4) Mijten en springstaarten zijn in deze pilot slechts op twee locaties onderzocht. Vooral de bodemmijten vormen een soortenrijke groep waarin een groot aantal functionele groepen te onderscheiden zijn. Monsternamen en extractie uit de bodem is eenvoudig en snel te doen. Onderscheid tot op soort en indeling in functionele eenheden is nog zeer specialistisch en niet routinematig uit te besteden. Analyse van de bodemmijten is nog relatief duur.

Conclusie: goede deelindicatoren, met een aantal praktische beperkingen. Bij voorkeur opname in het indicatorsysteem.

5) De modelmatige deelindicatoren stikstofmineralisatie en ecosysteemstabiliteit zijn ook maar op twee locaties uitgetoet. Ze zijn in principe te berekenen door aggregatie van de resultaten van de afzonderlijke indicatorgroepen. Het model heeft echter informatie van vier verschillende tijdstippen nodig voor een jaargemiddelde, hetgeen een uitgebreidere

monsternamen vergt en dus de kosten aanzienlijk verhoogt. De voedselwebbenadering heeft een structurerende invloed gehad op de opbouw en samenstelling van het indicatorsysteem.

Conclusie: voedselwebanalyse en modellering is theoretisch de meest ideale benadering voor de kwantificering van ecosysteemfuncties. De kosten en benodigde onderzoeksinspanning maken uitvoering op grote schaal lastig. In plaats hiervan zouden een aantal direct meetbare procesindicatoren ontwikkeld kunnen worden. Er is momenteel echter nog onvoldoende ervaring om deze nieuwe deelindicatoren rechtstreeks in een meetnet op te nemen.

6) Deelindicatoren die geen deel hebben uitgemaakt van het pilotproject.

Het pilotproject is uitgevoerd met een selectie van de best (snelst) meetbare indicatorgroepen. Deze beslaat het merendeel van het indicatorsysteem. De volgende groepen dreigen uit de boot te vallen: ééncelligen (protozoën), paddestoelen, mycorrhiza paddestoelen (wortelschimmels) en mogelijk mijten en springstaarten.

Eéncellige organismen zijn lastig te meten, maar ze zijn een zeer belangrijke onderdeel in het voedselweb. Voor voedselwebmodel-berekeningen is bepaling van het aantal eencellige organismen onontbeerlijk. Schimmels zijn zeer belangrijk voor de decompositie van dood organisch materiaal (vooral de afbraak van persistente organische verbindingen). De hoeveelheid schimmeldraden in de bodem is te meten, maar de soortendiversiteit is hoofdzakelijk vast te stellen aan de hand van de vruchtlichamen (paddestoelen). Inventarisatie van het voorkomen van paddestoelen vraagt een langere waarnemingstijd en is minder geschikt voor gronden die in agrarisch gebruik zijn.

Conclusie: ééncellige organismen niet opnemen als kwalitatieve deelindicator, wel bij voedselwebanalyses. Waarnemingen aan paddestoelen zijn in beperkte mate inpasbaar in het LMB. Vooral nog kan deze deelindicator niet makkelijk opgenomen worden.

Hoeveel deelindicatoren zijn nodig?

Afhankelijk van het beschikbare budget of als gevolg van analogie in de respons van indicatorgroepen kan men zich afvragen hoeveel deelindicatoren eigenlijk nodig zijn. Wanneer wordt afgezien van de vraag om ecosysteem-functies te kwantificeren, kan in feite met elke combinatie van deelindicatoren volstaan worden. Hoe meer deelindicatoren worden gebruikt, des te beter is de doorsnede door het bodemsysteem.

In de pilot bleek dat verschillende deelindicatoren een zelfde beeld op leveren. Dit roept al snel de vraag op “of het ook met wat minder kan”. Het is op dit moment echter nog te vroeg om de set sterk in te perken. De gekozen deelindicatoren hebben een functie op verschillende niveaus in het bodemvoedselweb. Ze aggregeren dus ook op effecten uit verschillende delen van het ecosysteem. Wanneer elke deelindicator een andere respons had vertoont was een tamelijk chaotisch beeld ontstaan. De globaal overeenkomstige reacties van de deelindicatoren schept vertrouwen in de gevoeligheid voor belangrijke processen.

Conclusie: eventueel kan het aantal deelindicatoren per groep organismen (indicatieve variabele) teruggebracht worden. Voor de indicatorgroepen blijft het echter zaak om eerst een

breder beeld te krijgen over meer bodemgebruikstypen voordat tot verdere optimalisatie kan worden overgegaan.

Hoe nu verder ?

Wanneer het uiteindelijke doel is responsmodellen (een prognostisch instrument) te maken voor de gekozen indicatoren, is in principe een volle LMB-ronde van 5 jaar nodig, met aanvulling van voldoende referenties. Volgens schattingen van statistici zijn twee tot driehonderd (kwalitatief goede) gecombineerde waarnemingen van abiotische en biotische locatie-eigenschappen reeds voldoende om bruikbare responsmodellen op te stellen. De benodigde tijdsinvestering om tot een zo omvangrijke dataset te komen kan eventueel verkort worden door het onderzoek te intensiveren en in 2 á 3 jaar uit te voeren. Dit levert wel aanzienlijk hogere kosten op omdat maar beperkt gebruik gemaakt kan worden van de infrastructuur van het LMB.

Tijdens de opbouw van de Bodembioologische-database kan jaarlijks een beoordeling gegeven worden van de onderzochte LMB-categorieën. Voorwaarde is wel dat gelijktijdig referentiebeelden worden opgesteld. Dit vraagt dus een zekere hoeveelheid additioneel onderzoek op 10 tot 20 referentielocaties per grondgebruikcategorie.

Analyse van de deelindicatoren kan grotendeels uitbesteed worden bij gespecialiseerde laboratoria of ingenieursbureaus (Blgg-Oosterbeek, Aquasens, Alterra, Bioclear). Abiotische metingen zouden kunnen worden uitgevoerd bij Alterra, Blgg en het RIVM zoals dat nu ook gebeurt i.h.k.v. het LMB.

Op basis van de ervaringen in het pilotproject wordt voorgesteld volgende **stappenplan** te volgen:

- 1) Heroverweging / aanpassing van set deelindicatoren in meetprogramma.
- 2) Afhankelijk van financiële middelen vaststellen van aantal mogelijke voedselwebanalyses.
- 3) Bepalen welke procesmetingen in het onderzoek kunnen worden opgenomen.
- 4) Jaarlijks meetprogramma uitvoeren binnen het LMB (1999-2003).
- 5) Opbouw van voldoende grote en gevarieerde referentieset in de orde van 10 a 20 locaties per jaar (1999-2003), met extra aandacht voor natuurgebieden.
- 6) Abiotische metingen uitvoeren op de referentielocaties gelijk aan LMB.
- 7) Opbouw van een database (BoBI-BASE) waarin gegevens over het voorkomen van indicatororganismen kunnen worden opgeslagen en gecombineerd met abiotische eigenschappen.
- 8) Aanvullen van de BoBI-BASE met beschikbare informatie uit andere projecten.
- 9) Afleiden van statistische responsmodellen voor alle deelindicatoren.
- 10) Bouw van een DSS (of module in bestaande DSS) waarin responsmodellen worden gebruikt om (beleids)scenario's door te rekenen.

Tot slot

De doelstellingen van het pilotproject waren:

- Hoe is de meetbaarheid van de geselecteerde indicatoren?
- Is er onderscheidend vermogen tussen verschillende bodemgebruiktypen?
- Is het indicatorsysteem in te passen in een meetnetinfrastructuur?
- Zijn referenties te vinden waarmee beleidsdoelstellingen kunnen worden geformuleerd?

Uit voorgaande evaluatie blijkt dat deze vragen overwegend positief kunnen worden beantwoord. De vraag naar geschikte referenties is er één die nog het minst duidelijk te beantwoorden is en mede afhangt van subjectieve keuzen.

Indien de geboden deelindicatoren en aggregatiemethoden voor het natuur- en milieubeleid bruikbare instrumenten zijn, dan hangt verder ontwikkeling van Bobi hoofdzakelijk af van de beschikbare middelen. Het indicatorsysteem is flexibel. Het kan naar believen worden uitgebreid of ingekrompen. Bij voorkeur zou voortzetting plaats moeten vinden als onderdeel van een bestaand meetnet. Daarnaast is op een aantal punten nadere wetenschappelijke onderbouwing gewenst. Deze punten zijn beschreven in Schouten et al. (1999; hoofdstuk 5).

Referenties

- Alef, K., 1995. Nitrogen mineralization in soils. In: "*Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry*" (K. Alef and P. Nannipieri, eds), pp. 240-241. Academic Press, London.
- Bååth, E., 1990. Thymidine incorporation into soil bacteria. *Soil Biology and Biochemistry* 22, 803-810.
- Bååth, E., 1992. Measurement of heavy metal tolerance of soil bacteria using thymidine incorporation into bacteria extracted after homogenization centrifugation. *Soil Biology and Biochemistry* 24, 1167-1172.
- Bjørnsen, P.K., 1986. Automatic determination of bacterioplankton biomass by image analysis. *Applied and Environmental Microbiology* 51, 1199-1204.
- Bloem, J., G. Lebbink, K.B. Zwart, L.A. Bouwman, S.L.G.E. Burgers, J.A. de Vos and 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., M. Veninga and J. Shepherd, 1995a. Fully automatic determination of soil bacterium numbers, cell volumes and frequencies of dividing cells by confocal laser scanning microscopy and image analysis. *Applied and Environmental Microbiology* 61, 926-936.
- Bloem, J., P.R. Bolhuis, M.R. Veninga and J. Wieringa, 1995b. Microscopic methods for counting bacteria and fungi in soil. In "*Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry*" (K. Alef and P. Nannipieri, eds), pp. 162-173. Academic Press, London.
- Bloem, J., 1995c. Fluorescent staining of microbes for total direct counts. In "*Molecular Microbial Ecology Manual*" (A.D.L. Akkermans, J.D. van Elsas and F.J. de Bruijn, eds), pp 4.1.8:1-12. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Bloem, J., P.C. de Ruiter and 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, eds), pp. 245-278. Marcel Dekker Inc. New York.
- Bongers T., 1990. The Maturity Index: an ecological measure of environmental disturbance based on nematode species composition. *Oecologia* 83: 14-19.
- Breure A.M., B.S. Wind, S.J.H. Crum, M Rutgers 1997. Naar een indicator voor functionele diversiteit van microbiële gemeenschappen. *RIVM rapport* 607601001.
- Brookes, P.C., 1995. The use of microbial parameters in monitoring soil pollution by heavy metals. *Biology and Fertility of Soils* 19, 269-279.
- De Ruiter P.C., J.C. Moore, K.B. Zwart, L.A. Bouwman, J. Hassink, J. Bloem, J.A. de Vos, J.C.Y. Marinissen, W.A.M. Didden, G. Lebbink & L. Brussaard, 1993a. Simulation of nitrogen mineralization in belowground food webs of two winter wheat management practices. *Journal of Applied Ecology* 30, 95-106.
- De Ruiter P.C., J.A. van Veen, J.C. Moore, L. Brussaard & H.W. Hunt, 1993b. Calculation of nitrogen mineralisation in soil food webs. *Plant and Soil* 157, 263-273.

- De Ruiter P.C., A.M. Neutel & J.C. Moore, 1995. Energetics, patterns of interaction strengths, and stability in real ecosystems. *Science* 269, 1257-1260.
- Díaz-Raviña, M., and E. Bååth, 1996. Thymidine and leucine incorporation into bacteria from soils experimentally contaminated with heavy metals. *Applied Soil Ecology* 3, 225-234.
- Doelman, P., E. Jansen, M. Michels and M. van Til, 1994. Effects of heavy metals in soil on microbial diversity and activity as shown by the sensitivity-resistance index, an ecologically relevant parameter. *Biology and Fertility of Soils* 17, 177-184.
- Esbroek M.L.P van, J.R.M Alkemade, A.J. Schouten, 1995. Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit. Deel 1: De nematodenfauna en de fosfaattoestand in de bodem van melkveehouderij-bedrijven op zandgrond. *RIVM rapport* 714801004.
- Esbroek M.L.P van, J.R.M. Alkemade, A.J. Schouten, 1997a. Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit: Nematodenfauna. Deel 3: Bemonstering 1995 (akkerbouwgebieden op zandgrond). *RIVM rapport* 714801011.
- Esbroek M.L.P van, A.J. Schouten, J.R.M. Alkemade, 1996. Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit: Nematodenfauna. Deel 2: Bemonstering 1994 (boslocaties op zandgrond). *RIVM rapport* 714801010.
- Esbroek M.L.P van, A.J. Schouten, 1997b. Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit: Nematodenfauna. Deel 4: Bemonstering 1995 (melkveehouderijbedrijven op veen). *RIVM rapport* 714801016.
- Esbroek M.L.P van, A.J.Schouten, 1998. Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit: Nematodenfauna. Deel 5: Bemonstering 1996 (akkerbouwgebieden op zeeklei). *RIVM rapport* 714801019.
- Esbroek M.L.P van, A.J. Schouten, 1999. Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit: Nematodenfauna. Deel 6: Bemonstering 1996 en 1997 (melkveehouderijbedrijven op rivierklei, zeeklei en tuinbouw). *RIVM rapport* 714801025.
- Groot M.S.M., J.J.B. Bronswijk, T.C. van Leeuwen. Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit; Resultaten 1996. *RIVM rapport* 714801026, in druk.
- Groot M.S.M., J.J.B. Bronswijk, W.J. Willems, T. de Haan, P. del Castillo, 1996. Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit; Resultaten 1993. *RIVM rapport* 714801007.
- Groot M.S.M., J.J.B. Bronswijk, W.J. Willems, T. de Haan, P. del Castillo, 1997. Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit;. Resultaten 1994. *RIVM rapport* 714801017.
- Groot M.S.M., J.J.B. Bronswijk, W.J. Willems, T. de Haan, P. del Castillo, 1998. Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit. Resultaten 1995. *RIVM rapport* 714801024.
- Hassink J., A.M. Neutel & P.C. de Ruiter, 1994. C and N mineralization in sandy and loamy grassland soils: the role of microbes and microfauna. *Soil Biology and Biochemistry* 26, 1565-1571.
- Hunt H.W., D.C. Coleman, E.R. Ingham, R.E. Ingham, E.T. Elliott, J.C. Moore, S.L. Rose, C.P.P. Reid & C.R. Morley, 1987. The detrital food web in a shortgrass prairie. *Biology and Fertility of Soils* 3, 57-68.

- Michel, P.H., and J. Bloem, 1993. Conversion factors for estimation of cell production rates of soil bacteria from thymidine and leucine incorporation. *Soil Biology and Biochemistry* **25**, 943-950.
- Moriarty, D.J.W., 1986. Measurement of bacterial growth rates in aquatic systems from rates of nucleic acid synthesis. *Advances in Microbial Ecology* **9**, 245-292.
- Muyzer, G., E.C. de Waal and A.G. Uitterlinden, 1993. Profiling of complex microbial populations by denaturing gradient gel electrophoresis analysis of polymerase chain reaction-amplified genes coding for 16S rRNA. *Applied and Environmental Microbiology* **59**, 695-700.
- Schouten, A.J., L. Brussaard, P.C. de Ruiter, H. Siepel en N.M. van Straalen, 1997. Een indicatorsysteem voor life support functies van de bodem in relatie tot biodiversiteit. *RIVM rapport 712910005*.
- Schouten, A.J., A.M. Breure, J. Bloem, W. Didden, P.C. de Ruiter, H. Siepel. 1999. Life Support Functies van de bodem: operationalisering t.b.v. het biodiversiteitsbeleid. *RIVM rapport 607601003*.
- Siepel, H. & De Ruiter-Dijkman, 1993. Feeding guilds of oribatid mites based on carbohydrase enzyme activities. *Soil Biology and Biochemistry*. **25**, 1491-1497.
- Siepel, H., 1994. Life-history tactics of soil microarthropods. *Biology and Fertility of Soils* **18**, 263-278.

Bijlage 1: Verzendlijst

- 1 Drs. A.W.M. Eijs, VROM/DGM/BWL, Den Haag
- 2 Drs. J.A. Suurland, Directeur VROM/DGM/BWL, Den Haag
- 3 Plv. DG Milieubeheer, Dr.ir. B.C.J. Zoeteman

- 4 Dr. H.F.M. Aarts, Plant Research International, Wageningen UR
- 5 Dr. M. Berg, VU-Amsterdam
- 6 Mw.dr.ir. S. Boekhold, VROM/DGM/BWL, Den Haag
- 7 Dr. W. de Boer, NIOO, Heteren
- 8 Dhr. P. R. Bolhuis, Alterra, Wageningen
- 9 Dr. T. Bongers, Laboratorium voor Nematologie, Wageningen UR
- 10 Dr. L.A. Bouwman, Alterra, Wageningen
- 11 Dr. J. van Bruchem, Afdeling Dierwetenschappen, Wageningen UR
- 12 Prof.dr. L. Brussaard, Bodembioogie en Biologische Bodemkwaliteit,
Wageningen UR
- 13 Mw.dr. T. Crommentuijn, VROM/DGM/BWL, Den Haag
- 14 Drs. C. Denneman, provincie Noord Holland.
- 15 Dr. N. van Eekeren, Louis Bolk Instituut, Driebergen
- 16 Dhr. R. de Fluiter, Bodembioogie en Biologische Bodemkwaliteit,
Wageningen UR
- 17 Dr. P. Doelman, IWACO Rotterdam
- 18 Dr. R.G.M. de Goede, Bodembioogie en Biologische Bodemkwaliteit,
Wageningen UR
- 19 Mw.ir. E.C. Gleichman-Verheijen, RMNO, Rijswijk
- 20 Dhr. S. de Hoop, Hiaure
- 21 Dr. J. Karres, ministerie LNV, Den Haag
- 22 Dhr. R. van Kats, Alterra Wageningen
- 23 Ir. H. Keidel, Blgg b.v, Oosterbeek
- 24 Dhr. W. Kips, Terra Nova, Lelystad
- 25 Dr. Ir. A. Klink, Aquasense Wageningen
- 26 Dr. E. van Klink, IKC-Landbouw, Wageningen
- 27 Dhr. P. Koning, Noordbeemster
- 28 Dr. G. Korthals, PAV Lelystad
- 29 Dr. Th. W. Kuyper, Bodembioogie en Biologische Bodemkwaliteit,
Wageningen UR
- 30 Drs.ir. J.B. Latour, Latour Advies Apeldoorn.
- 31 Drs. M. Nagtzaam, LNV, Den Haag
- 32 Dr. E.J. van Nieukerke, Nationaal Natuurhistorisch Museum, EIS-Nederland,
Leiden
- 33 A. Roeloffzen, sector Milieu, Gemeente Werken Rotterdam.

- 34 Prof.dr. N.M. van Straalen, Vakgroep Ecologie en Ecotoxicologie, Vrije
Universiteit Amsterdam.
- 35 Dr. A. van Strien, CBS, Voorburg
- 36 Drs. J. Thissen, IKC-N Wageningen
- 37 Dr. J.J. Vegter, TCB, Den Haag
- 38 Dhr. M.R. Veninga, Alterra Wageningen
- 39 Dr. H.A. Verhoef, VU-Amsterdam
- 40 Mw.dr. E. van der Voet, CML, Leiden
- 41 Mw A. Vos, Alterra Wageningen
- 42 Dhr. J. van de Waal, Dordrecht
- 43 Dr. J. van der Waarde, Bioclear Groningen
- 44 Dhr. R.A.M. Wagemaker, Hoogkarspel
- 45 Mw.dr. J. van Wensum, TCB, Den Haag
- 46 Dr. F. Zoon, Plant Research International, Wageningen UR
- 47 Depot Nederlandse Publicaties en Nederlandse Bibliografie
- 48 Directie van het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu
- 49 Dr.ir. G. de Mik, RIVM/SB4
- 50 Dr. R. Alkemade, RIVM/LBG
- 51 Dhr. R. Baerselman, RIVM/ECO
- 52 Dr. P. van Beelen, RIVM/ECO
- 53 Ir. R. van den Berg, RIVM/LBG
- 54 Drs. B.J.E. ten Brink, RIVM/LBG
- 55 Dr.ir. J.J.B. Bronswijk, RIVM/LBG
- 56 Drs.ing. J.J. Bogte, RIVM/ECO
- 57 Drs. H. Canton, RIVM/ECO
- 58 Mw. M.S.M Groot, RIVM/LBG
- 59 Dr. J.A. Hoekstra, RIVM/LAE
- 60 Dhr. R. Jeths, RIVM/LBG
- 61 Dhr. N. Masselink, RIVM/LBG
- 62 Dr.ir. D. van de Meent, RIVM/ECO
- 63 Dr. Chr. Mulder, RIVM/ECO
- 64 Dr.ir. J. Notenboom, RIVM/MNV
- 65 Drs. R van Oosterbrugge, RIVM/MNV
- 66 Dr. L. Posthuma, RIVM/ECO
- 67 Drs. T.P. Traas, RIVM/CSR
- 68 Dr. H. van Wijnen, RIVM/ECO
- 69 Drs. J. Wiertz, RIVM/LBG
- 70 Mw. M. Wouterse, RIVM/ECO
- 71 Drs. W.J. Willems, RIVM/LBG
- 72 Drs. D. de Zwart, RIVM/ECO
- 73-82 Auteurs

- 83 SBD/Voorlichting & Public Relations
- 84 Bureau Rapporten Registratie
- 85 Bibliotheek RIVM
- 86-92 Reserve exemplaren ten behoeve van Bureau Rapporten Beheer
- 93-100 Reserve exemplaren ECO.

Bijlage 2: Samenstelling begeleidingscommissies

1) Begeleidingscommissie Pilot-project Bodembioologische Indicator:

Dr. J. van Baalen, LNV/DWK

Prof. dr. L. Brussaard, LUW

Drs. C. Denneman, VROM/DGM/Bodem

Drs. A.W.M. Eijs, VROM/DGM/SVS; voorzitter

Drs. J. Karres, LNV/Natuurbeheer

Dr. E. van Klink, IKC/Landbouw

Drs. M. Nagtzaam, LNV

Prof. dr. N.M. van Straalen, VU

Drs. J. Thissen, IKC/Natuurbeheer

2) Begeleidingscommissie RIVM-project Functionele Biodiversiteit:

Dr. W. de Boer, NIOO

Drs. B. ten Brink, RIVM/LBG

Drs. C. Denneman, VROM/DGM/Bodem

Dr. P. Doelman, IWACO

Drs. A. Eijs, VROM/DGM/SVS; voorzitter

Prof. dr. N.M. van Straalen, VU

Bijlage 3: Resultaten chemische analyses, locaties grasland op zeelei: zware metalen en bodemeigenschappen

Toelichting tabellen: Codering voor grasland op zeelei-locaties: GZK97. Nummers 1 t/m 20 zijn LMB-locaties, nr 21 biologische veeteeltbedrijf, nrs 22 en 23 verontreinigde locaties, nr 24 locatie uit provinciaal meetnet Zuid Holland.

Locatie	Cd [mg/kg]	Cr [mg/kg]	Cu [mg/kg]	Hg [ug/kg]	Pb [mg/kg]	Zn [mg/kg]	Fe [mg/kg]	Mn [mg/kg]	P [mg/kg]	org.stof %	lutum %	CEC cmol+ /kg	pH-kcl pH-h2o	PAI mgP2O5 /100g	Pw MgP2O 5/L	CaCO3 %	DS %	
GZK97.1	<0.4	56.6	9.8	59.1	20.2	59.2	20515	284	775	5.7	20.8	17.6	5.95	6.70	32	29.9	0.1	74.97
GZK97.2	<0.4	39.2	<8	37.8	17.0	42.4	9798	207	658	2.3	7.1	7.4	6.75	7.26	48	34.4	0.3	79.97
GZK97.3	<0.4	58.8	8.8	48.7	20.0	66.7	20328	437	741	4.2	20.3	16.8	6.36	7.00	36	31.2	0.2	87.71
GZK97.4	<0.4	83.8	14.5	60.2	33.6	100.3	36748	940	909	3.4	39.2	27.1	7.10	7.93	33	29.5	9.0	75.36
GZK97.5	<0.4	72.2	14.9	57.1	26.1	69.0	24573	350	950	7.2	22.2	23.7	6.79	7.26	43	29.2	1.1	81.21
GZK97.6	<0.4	48.1	14.1	31.2	18.3	45.2	16726	205	722	4.1	14.1	17.4	7.18	7.75	53	38.1	2.8	84.26
GZK97.7	<0.4	83.6	18.7	86.6	32.8	99.1	28589	597	1048	8.1	37.1	34.9	6.89	7.62	52	39.1	4.0	73.58
GZK97.8	<0.4	49.6	<10.9	46.5	19.4	48.6	11963	227	732	5.3	12.1	17.2	7.09	7.43	45	40.2	2.7	76.15
GZK97.9	<0.4	64.2	12.1	56.5	26.6	80.1	19346	325	958	8.4	24.2	26.7	6.69	7.28	48	46.6	0.8	77.02
GZK97.10	<0.4	33.1	<8.4	35.6	15.6	47.1	8680	187	511	6.1	9.7	11.4	5.44	6.34	22	24.9	0.0	82.30
GZK97.11	<0.4	50.9	<8	47.0	23.7	56.3	13867	333	798	6.8	14.1	21.7	7.10	7.49	40	34.5	3.1	71.13
GZK97.12	<0.4	62.7	15.2	38.3	28.0	70.7	21604	369	909	7.2	23.1	23.0	6.97	7.45	54	54.0	2.8	79.53
GZK97.13	<0.4	72.9	10.6	30.8	23.9	71.9	24496	324	840	7.3	27.6	25.6	6.72	7.20	36	53.2	0.9	81.28
GZK97.14	<0.4	93.0	17.3	<33.9	35.3	99.9	33335	418	1225	8.6	40.2	30.8	5.82	6.61	46	51.6	0.1	68.14
GZK97.15	<0.4	69.2	14.8	41.1	27.9	75.5	26672	307	989	7.7	29.8	25.2	5.67	6.61	38	41.5	0.0	79.83
GZK97.16	<0.4	73.7	17.7	37.9	28.5	81.7	31762	374	1044	8.8	36.2	26.3	5.11	6.25	30	30.3	0.0	76.89
GZK97.17	<0.4	58.3	22.3	32.3	19.3	54.3	19424	342	774	4.6	19.1	19.8	6.78	7.35	36	35.2	1.1	82.98
GZK97.18	<0.4	53.3	24.6	85.9	24.4	62.2	16629	281	733	4.2	15.9	16.0	6.62	7.20	42	37.4	0.3	76.14
GZK97.19	<0.4	70.1	15.5	41.9	29.5	90.5	24754	299	980	9.1	28.0	24.6	5.58	6.33	33	37.8	0.0	79.01
GZK97.20	<0.4	77.4	18.5	100.0	32.9	116.8	31450	775	1223	5.3	30.3	27.6	7.11	7.84	52	62.7	7.2	77.09
GZK97.21	<0.4	58	13	39	20	57	17771	261	767	6.3	17.8	18.0	6.43	6.86	26	35	0.3	72.59
GZK97.22	5.33	169	105	2780	146	643	26323	673	2796	10.1	17.3	27.0	7.31	7.86	194	80	14.3	67.62
GZK97.23	0.59	43	91	343	610	314	13119	243	959	9.2	9.2	20.6	6.88	7.22	47	13	2.3	64.24
GZK97.24	0.75	80	27	158	52	146	26095	696	1422	9.1	23.3	28.3	7.01	7.41	54	40	6.5	68.44

Vervolg (1) bijlage 3: Resultaten chemische analyses, locaties grasland op zeelei: *bestrijdingsmiddelen(residuen) en organische stoffen*

Locatie	A-HCH	B-HCH	HCH	G-HCH	D-HCH	Hepta	Aldrin	B-Hepo	A-Endo-sulfan		Dieldrin	pp-DDE	Endrin	B-Endo-sulfan		pp-TDE	op-DDT	pp-DDT	
	[ug/kg]	[ug/kg]	[ug/kg]	[ug/kg]	[ug/kg]	[ug/kg]	[ug/kg]	[ug/kg]	[ug/kg]	[ug/kg]	[ug/kg]	[ug/kg]	[ug/kg]	[ug/kg]	[ug/kg]	[ug/kg]	[ug/kg]	[ug/kg]	[ug/kg]
GZK97.1	<0.5	<0.5	3.78	0.66	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	1.21	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
GZK97.2	<0.5	<0.5	0.60	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	4.98	0.89	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	1.19
GZK97.3	<0.5	<0.5	4.18	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	0.96	8.29	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	1.34	<0.5	28.47
GZK97.4	<0.5	<0.5	4.55	0.61	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	5.77	8.95	<0.5	<0.5	<0.5	2.71	1.77	<0.5	25.03
GZK97.5	0.77	<0.5	0.62	49.09	<0.5	<0.5	<0.5	2.27	<0.5	<0.5	2.81	53.29	<0.5	<0.5	<0.5	4.03	6.96	<0.5	29.49
GZK97.6	<0.5	<0.5	1.08	1.29	<0.5	<0.5	<0.5	7.96	<0.5	<0.5	1.37	36.92	<0.5	<0.5	<0.5	2.27	2.89	<0.5	35.03
GZK97.7	<0.5	<0.5	0.81	1.48	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	2.35	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	2.78
GZK97.8	<0.5	<0.5	0.66	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	1.26	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	1.77
GZK97.9	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
GZK97.10	<0.5	<0.5	0.80	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
GZK97.11	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	1.46	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	4.97
GZK97.12	<0.5	<0.5	0.77	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	1.69	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
GZK97.13	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	2.73	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
GZK97.14	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
GZK97.15	<0.5	<0.5	<0.5	0.55	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
GZK97.16	<0.5	<0.5	<0.5	0.63	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
GZK97.17	<0.5	<0.5	5.59	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	3.66	<0.5	<0.5	<0.5	1.79	<0.5	<0.5	3.42
GZK97.18	<0.5	<0.5	1.77	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	2.27	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	3.02
GZK97.19	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	1.54	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
GZK97.20	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
GZK97.21	<0.5	<0.5	1.16	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
GZK97.22	1.95	<0.5	15.54	<0.5	<0.5	<0.5	82.66	<0.5	<0.5	<0.5	1384.45	130.57	1047.68	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	6.03
GZK97.23	<0.5	<0.5	16.19	<0.5	<0.5	35.42	<0.5	15.66	<0.5	<0.5	41.90	35.90	3.38	<0.5	<0.5	32.05	15.95	<0.5	161.82
GZK97.24	<0.5	<0.5	1.77	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	2.37	1.13	1.95	<0.5	<0.5	3.33	<0.5	<0.5	<0.5

Vervolg (2) bijlage 3: Resultaten chemische analyses, locaties grasland op zoeklei: *bestrijdingsmiddelen(residuen) en organische stoffen*

Locatie	Naftaleen	acenaftaleen	fluoreen	fenanthreen	antraceen	Fluoranthreen	pyreen	benzo(a)- antracheen	chryseen	Benzo(b)- fluoranthreen	benzo(k)- fluoranthreen	benzo(a)- pyreen	dibenzo(ah)- antraceen	benzo(ghi)- peryleen	indeno(123- cd)-pyreen
	ng/g d.s.	ng/g d.s.	ng/g d.s.	ng/g d.s.	ng/g d.s.	ng/g d.s.	ng/g d.s.	ng/g d.s.	ng/g d.s.	ng/g d.s.	ng/g d.s.	ng/g d.s.	ng/g d.s.	ng/g d.s.	ng/g d.s.
GZK97.1	15.71	-	-	9.80	4.22	30.92	29.77	19.90	21.81	29.63	11.62	23.13	7.63	23.99	22.04
GZK97.2	-	-	3.41	10.83	2.27	22.59	21.24	12.73	13.96	21.02	8.10	15.99	5.14	16.29	17.33
GZK97.3	14.22	-	2.28	14.90	4.43	39.02	38.78	21.62	22.73	28.00	11.49	23.73	4.64	22.69	24.69
GZK97.4	-	-	-	16.62	2.28	27.76	25.60	13.42	17.62	25.41	7.40	13.66	2.46	16.34	12.99
GZK97.5	-	-	5.12	41.58	8.42	129.57	101.20	56.76	64.28	86.51	35.04	65.65	14.34	64.29	68.12
GZK97.6	-	-	-	23.96	6.04	83.45	71.79	36.83	43.20	53.97	24.47	49.49	9.91	49.99	50.43
GZK97.7	-	-	-	21.02	4.29	66.33	57.34	30.75	31.98	36.74	16.63	33.92	6.36	37.29	28.09
GZK97.8	-	-	-	9.77	1.66	38.32	31.62	15.02	16.12	19.88	8.78	16.55	3.91	20.65	17.24
GZK97.9	-	-	-	17.56	2.04	42.59	38.41	24.07	23.25	28.00	12.05	23.00	5.79	31.59	23.82
GZK97.10	-	-	-	8.37	1.78	27.62	26.09	16.75	19.08	24.35	10.61	18.35	7.68	21.77	18.40
GZK97.11	-	-	-	24.01	2.70	63.92	59.63	23.27	26.31	29.86	14.13	28.51	5.85	35.13	25.75
GZK97.12	-	-	-	12.37	3.97	33.74	37.67	22.13	23.33	28.39	13.38	27.12	6.23	33.53	26.84
GZK97.13	-	-	-	12.96	1.62	22.69	17.70	9.93	11.04	14.80	5.04	9.52	-	13.23	9.90
GZK97.14	-	-	4.78	29.07	5.68	50.73	48.44	19.81	24.17	33.09	11.29	20.55	5.74	21.50	21.46
GZK97.15	-	-	-	25.99	3.59	44.68	42.83	17.90	19.87	31.26	11.03	21.01	6.14	20.48	16.01
GZK97.16	-	-	-	38.81	4.74	82.69	72.52	31.03	36.67	48.44	18.26	34.30	6.13	31.52	30.82
GZK97.17	-	-	-	10.18	1.67	28.72	31.65	13.33	15.43	22.33	7.74	16.11	3.60	15.81	24.50
GZK97.18	-	-	-	19.63	3.93	56.71	63.79	24.91	29.62	36.49	12.75	27.58	6.59	28.33	25.22
GZK97.19	-	-	-	27.48	4.17	103.79	71.52	36.86	46.26	51.40	17.96	31.30	6.16	34.76	32.43
GZK97.20	14.47	-	-	19.97	3.55	40.87	40.89	19.79	21.18	35.92	9.11	16.45	4.23	22.87	17.96
GZK97.21	-	-	-	19.08	4.60	63.71	49.54	26.04	28.85	35.64	13.11	24.74	4.26	21.26	20.40
GZK97.22	243.53	-	54.27	457.21	112.22	324.12	360.19	242.29	299.24	382.73	153.15	287.54	78.20	392.64	380.43
GZK97.23	46.16	-	44.33	525.81	104.47	1347.97	1134.83	562.22	655.11	701.82	303.37	528.49	90.37	478.84	638.70
GZK97.24	15.27	-	2.98	37.65	9.90	93.80	76.33	39.10	41.68	62.66	22.53	43.59	9.03	51.01	34.76

Bijlage 4: Resultaten chemische analyses, locaties vollegroondstuinbouw: zware metalen en bodemeigenschappen

Toelichting tabellen: Codering voor vollegroonds tuinbouw locaties: TB97. Nummers 1 t/m 17 zijn LMB-locaties, nr 18 biologische bedrijf, nrs 11 t/m 17 zijn bedrijven met bollenteelt.

Locatie	Cd [mg/kg]	Cr [mg/kg]	Cu [mg/kg]	Hg [ug/kg]	Pb [mg/kg]	Zn [mg/kg]	Fe [mg/kg]	Mn [mg/kg]	P [mg/kg]	org stof %	Lutum %	CEC cmol+ /kg	pH-kcl pH	pH-h2o pH	PAL1 mgP2O5 /100g	Pw mgP2O5	CaCO3 %	DS %
TB97.1	<0.4	48.5	10.8	27.2	16.5	49.6	15987	377	862	3.7	14.7	16.2	7.49	8.04	56	59.9	0.0	77.02
TB97.2	<0.4	58.5	9.0	47.2	19.2	48.5	17907	395	825	5.2	20.2	24.0	7.23	7.82	55	73.2	3.5	76.85
TB97.3	0.5	65.1	33.0	68.2	34.2	67.1	24769	553	1203	4.0	24.3	23.7	7.35	8.01	75	95.7	8.4	79.54
TB97.4	<0.4	29.0	15.4	<16.4	16.1	42.8	8716	265	859	2.4	5.1	5.5	5.83	6.41	78	84.7	0.0	87.90
TB97.5	<0.4	<23.6	20.9	16.2	10.7	42.5	3323	137	1185	3.3	2.5	7.9	6.17	6.88	132	105.8	0.0	89.26
TB97.6	<0.4	42.3	17.0	14.3	19.1	44.8	9881	346	756	1.4	5.6	3.3	5.42	6.54	50	95.9	0.0	93.03
TB97.7	<0.4	<21.4	21.6	<8.3	11.7	64.3	2690	92	1128	2.5	2.3	6.0	5.91	6.71	158	133.7	0.0	90.83
TB97.8	<0.4	25.1	10.4	26.3	17.9	28.1	2352	117	894	3.8	2.6	7.7	5.94	6.54	125	171.3	0.0	87.66
TB97.9	<0.4	30.3	16.4	28.5	15.4	29.7	2281	123	919	3.2	2.7	5.6	5.73	6.52	99	91.2	0.0	87.11
TB97.10	<0.4	38.3	12.2	31.0	18.2	33.4	4554	176	1119	3.4	4.6	7.1	5.78	6.49	115	114.3	0.0	84.71
TB97.11	<0.4	<22.0	13.9	137.0	16.6	44.7	3990	79	443	1.6	1.4	4.2	7.51	7.76	53	40.8	1.4	88.55
TB97.12	<0.4	<21.2	<8	<20.7	13.1	30.6	2967	76	372	1.8	1.3	4.6	7.54	7.79	48	46.0	3.5	90.59
TB97.13	<0.4	<18	<8	<6.9	9.6	14.8	1836	63	288	1.4	1.9	3.6	6.83	7.29	45	48.4	0.1	91.34
TB97.14	<0.4	<18	<8.2	<7.9	16.3	17.3	2243	65	250	1.3	2.6	4.1	7.01	7.53	34	46.9	0.1	91.48
TB97.15	<0.4	<18	<8	46.8	16.4	21.5	2052	62	389	1.7	2.0	4.2	7.01	7.24	59	56.7	0.2	89.18
TB97.16	<0.4	<18	<8	<14.2	10.0	23.9	4625	87	517	1.8	2.1	5.3	7.63	7.93	70	65.9	2.9	84.24
TB97.17	<0.4	46.3	13.4	52.6	20.6	55.2	17914	389	854	5.4	14.1	22.3	7.42	8.09	51	40.7	5.1	76.21
TB97.18	<0.4	39	9	42	16	65	11183	270	560	2.2	7.6	9.8	7.56	8.11	43	53	4.7	83.01

Vervolg (1) bijlage 4: Resultaten chemische analyses, locaties vollegrondstuintbouw: *bestrijdingsmiddelen(residuen)* en *organische stoffen*

Locatie	A-HCH	B-HCH	HCH	G-HCH	D-HCH	Hepta	Aldrin	B-Hepo	A-Endo- sulfan		Dieldrin	pp-DDE	Endrin	B-Endo- sulfan		pp-TDE	op-DDT	pp-DDT	
	[ug/kg]	[ug/kg]	[ug/kg]	[ug/kg]	[ug/kg]	[ug/kg]	[ug/kg]	[ug/kg]	[ug/kg]	[ug/kg]	[ug/kg]	[ug/kg]	[ug/kg]	[ug/kg]	[ug/kg]	[ug/kg]	[ug/kg]	[ug/kg]	[ug/kg]
TB97.1	<0.5	<0.5	1.64	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	0.84	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	1.08
TB97.2	<0.5	<0.5	1.11	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	4.68	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	1.26	4.00	
TB97.3	<0.5	<0.5	6.09	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	3.01	15.64	<0.5	<0.5	<0.5	3.16	9.19	78.86	
TB97.4	<0.5	<0.5	0.69	0.83	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	0.92	4.64	8.38	<0.5	<0.5	9.12	0.87	4.33	26.25	
TB97.5	<0.5	0.83	0.87	1.50	<0.5	<0.5	0.64	<0.5	<0.5	0.66	25.98	2.19	<0.5	<0.5	6.05	0.51	2.36	10.93	
TB97.6	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	0.59	6.25	10.20	<0.5	<0.5	2.47	1.07	4.78	26.71	
TB97.7	<0.5	<0.5	0.68	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	1.67	2.53	<0.5	<0.5	6.16	<0.5	1.42	7.80	
TB97.8	<0.5	<0.5	2.69	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	2.97	<0.5	<0.5	<0.5	1.57	
TB97.9	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	11.86	<0.5	<0.5	<0.5	2.36	
TB97.10	<0.5	0.54	0.81	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	0.69	<0.5	2.51	<0.5	<0.5	5.50	<0.5	1.45	6.00	
TB97.11	<0.5	0.71	3.69	<0.5	<0.5	<0.5	6.36	<0.5	<0.5	<0.5	10.12	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	
TB97.12	<0.5	<0.5	0.87	2.17	<0.5	<0.5	5.23	1.15	<0.5	<0.5	5.96	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	1.20	<0.5	<0.5	
TB97.13	<0.5	<0.5	0.63	2.23	<0.5	<0.5	<0.5	3.33	<0.5	<0.5	12.73	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	
TB97.14	<0.5	<0.5	0.69	0.87	<0.5	<0.5	2.66	2.54	<0.5	<0.5	23.65	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	
TB97.15	<0.5	<0.5	4.48	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	1.82	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	
TB97.16	<0.5	1.05	14.36	3.44	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	27.97	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	
TB97.17	<0.5	<0.5	8.28	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	0.70	<0.5	<0.5	5.93	2.64	<0.5	<0.5	2.24	1.91	0.69	21.85	
TB97.18	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	6.99	0.91	<0.5	5.64	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	0.61

Vervolg (2) bijlage 4: Resultaten chemische analyses, locaties vollegrondstuintbouw: *bestrijdingsmiddelen(residuen)* en *organische stoffen*

Locatie	maffaleen ng/g d.s.	acenaftaleen ng/g d.s.	fluoreen ng/g d.s.	fenanthreen ng/g d.s.	Antraceneen ng/g d.s.	fluoran- theen ng/g d.s.	pyreen ng/g d.s.	benzo(a)- antraceneen ng/g d.s.	chryseen ng/g d.s.	or-antheen ng/g d.s.	benzo(b)flu orantheen ng/g d.s.	benzo(k)flu orantheen ng/g d.s.	pyreen ng/g d.s.	benzo(a)- antraceneen ng/g d.s.	dibenzo(ah) antraceneen ng/g d.s.	benzo(ghi)- peryleen ng/g d.s.	indeno(1,23 cd)pyreen ng/g d.s.
TB97.1	-	-	-	11.26	2.35	31.97	35.18	15.64	18.18	26.25	9.25	9.25	20.55	4.08	20.98	17.19	
TB97.2	14.55	-	-	18.57	4.17	44.39	40.55	20.81	17.05	20.57	7.96	7.96	17.82	-	17.55	12.82	
TB97.3	-	-	-	28.35	10.97	105.69	100.41	44.95	44.36	52.77	21.49	21.49	49.17	7.78	42.45	33.44	
TB97.4	-	-	-	9.42	1.95	20.73	23.53	12.14	15.72	31.42	9.03	9.03	13.98	3.56	16.05	15.50	
TB97.5	-	-	-	5.60	1.18	12.73	14.66	7.83	10.72	25.95	6.53	6.53	8.85	-	13.35	13.16	
TB97.6	-	-	-	10.65	1.51	26.46	23.47	11.92	15.17	22.22	9.14	9.14	14.50	4.66	20.16	14.32	
TB97.7	-	-	-	18.61	3.44	75.51	59.46	27.41	30.42	49.02	18.62	18.62	28.49	7.51	34.47	30.56	
TB97.8	53.55	-	-	8.41	1.49	31.10	28.82	13.07	16.14	31.24	9.64	9.64	11.75	3.66	21.47	19.51	
TB97.9	-	-	-	12.21	1.80	31.83	26.75	11.65	16.37	23.97	8.91	8.91	12.07	3.94	17.29	15.16	
TB97.10	-	-	-	12.04	1.48	34.57	28.71	12.74	16.18	29.54	9.50	9.50	13.06	4.21	22.19	21.13	
TB97.11	-	-	-	16.88	3.37	47.24	40.54	22.15	24.44	36.38	15.15	15.15	28.29	6.01	32.38	28.00	
TB97.12	-	-	-	13.07	3.02	42.86	36.09	20.47	22.09	30.28	12.26	12.26	21.37	6.03	21.36	20.63	
TB97.13	-	-	-	8.98	1.29	23.84	19.27	8.45	9.29	13.22	5.19	5.19	9.03	-	9.55	9.80	
TB97.14	-	-	-	4.35	0.71	15.89	12.09	4.86	6.31	10.87	3.88	3.88	6.03	-	10.05	9.44	
TB97.15	-	-	-	8.60	1.82	34.38	27.95	13.77	15.90	24.47	9.12	9.12	15.14	3.89	18.64	17.43	
TB97.16	-	-	-	12.85	2.71	40.68	35.10	16.82	17.82	25.08	9.41	9.41	16.93	4.65	22.03	18.30	
TB97.17	-	-	-	14.17	2.81	50.32	42.75	26.81	23.35	30.37	12.30	12.30	23.63	5.08	30.80	19.03	
TB97.18	-	-	-	14.93	2.92	28.86	23.40	9.97	11.92	20.10	6.65	6.65	10.86	-	16.88	10.73	

Bijlage 5: Indicatorwaarden van microbiologische metingen per locatie

Locatie	Thymidine inbouw (pmol.g ⁻¹ .uur ⁻¹)	Leucine inbouw (pmol.g ⁻¹ .uur ⁻¹)	Bacteriële biomassa (µg C.g ⁻¹)	Potentiële nitrifi- catie (mg NO ₃ -N kg ⁻¹ week ⁻¹)	Kolonie-vormende eenheden (10 ⁷ CFU g ⁻¹)
GZK97.1	217.1	670.1	99.7	86.3	2.68
GZK97.2	116.4	637.1	36.7	86.3	1.00
GZK97.3	172.3	882.1	362.9	94.0	13.38
GZK97.4	116.9	702.8	131.5	84.0	1.49
GZK97.5	139.6	732.7	25.0	96.0	3.31
GZK97.6	143.0	599.4	356.9	85.7	4.11
GZK97.7	141.2	739.5	613.5	98.7	17.93
GZK97.8	150.9	551.7	31.1	89.7	2.63
GZK97.9	149.9	715.6	477.0	99.0	31.23
GZK97.10	248.4	903.7	319.3	95.0	22.82
GZK97.11	92.1	443.8	161.0	92.0	1.36
GZK97.12	233.9	853.0	356.1	98.7	10.41
GZK97.13	190.7	960.3	58.8	102.0	12.56
GZK97.14	200.4	940.9	266.1	95.3	14.74
GZK97.15	178.5	947.5	239.9	102.0	31.10
GZK97.16	218.2	1258.2	406.8	90.0	51.48
GZK97.17	193.4	768.6	215.8	91.3	17.44
GZK97.18	321.0	1265.8	70.2	84.0	2.26
GZK97.19	155.1	1148.5	304.8	106.7	75.96
GZK97.20	215.2	1237.0	114.6	95.0	23.26
GZK97.21	198.1	916.2	74.5	96.7	20.11
GZK97.22	114.6	524.7	19.3	97.7	12.03
GZK97.23	105.5	457.7	22.5	104.3	25.09
GZK97.24	124.0	529.6	58.6	100.0	12.96
TB97.1	173.5	669.9	59.2	85.0	3.44
TB97.2	140.3	545.7	87.5	88.0	4.03
TB97.3	202.0	772.1	42.5	86.3	7.81
TB97.4	109.9	431.8	97.2	51.0	2.07
TB97.5	134.8	599.9	93.5	83.3	5.51
TB97.6	98.3	248.1	48.6	36.7	1.54
TB97.7	91.4	371.8	47.9	68.3	2.62
TB97.8	89.7	442.7	93.0	72.3	3.33
TB97.9	68.4	312.1	36.9	75.3	1.86
TB97.10	79.2	291.0	59.1	76.7	2.24
TB97.11	103.6	304.8	60.8	80.7	1.06
TB97.12	91.7	282.0	26.9	83.3	1.21
TB97.13	101.3	257.7	19.0	79.7	1.70
TB97.14	93.0	255.7	17.5	43.3	1.43
TB97.15	85.9	268.1	36.1	82.3	1.11
TB97.16	102.8	343.0	66.0	81.0	1.32
TB97.17	76.0	281.4	67.7	84.3	1.43
TB97.18	151.4	612.0	9.5	84.0	1.68

Bijlage 6: Indicatorwaarden uit Biologmetingen per locatie

Locatie	log CFU 50	h	gg%50 (µg)
GZK97.1			
GZK97.2	3.445	0.32	277.2554
GZK97.3	4.088	0.32	91.51868
GZK97.4	3.258	0.34	121.5814
GZK97.5	3.263	0.58	55.35147
GZK97.6	3.75	0.41	136.817
GZK97.7	3.524	0.45	18.63813
GZK97.8	3.557	0.56	137.3017
GZK97.9	4.451	0.19	90.44738
GZK97.10	5.703	0.26	2211.287
GZK97.11	3.623	0.42	307.722
GZK97.12	2.718	0.53	5.020406
GZK97.13	2.852	0.27	64.2574
GZK97.14			
GZK97.15			
GZK97.16	4.384	0.22	47.03293
GZK97.17	4.188	0.3	88.41602
GZK97.18	3.033	0.6	47.66117
GZK97.19	3.922	0.32	11.00076
GZK97.20	3.69	0.46	21.05973
GZK97.21	3.451	0.54	14.04385
GZK97.22	3.14	0.51	11.47732
GZK97.23	2.967	0.49	3.69398
GZK97.24	3.057	0.51	8.797065
TB97.1	2.636	0.5	16.52996
TB97.2	2.667	0.59	32.54746
TB97.3	3.178	0.56	43.82397
TB97.4	4.361	0.28	182.805
TB97.5	3.425	0.4	128.5451
TB97.6	2.81	0.6	8.264106
TB97.7	2.935	0.66	15.62234
TB97.8	3.171	0.97	103.5342
TB97.9	2.902	0.68	23.97933
TB97.10	2.752	0.7	14.02769
TB97.11	2.43	0.68	17.48536
TB97.12	2.756	0.95	30.67138
TB97.13	2.564	0.63	16.39023
TB97.14	2.471	0.56	17.41564
TB97.15	2.545	0.57	29.08711
TB97.16	2.534	0.54	32.24873
TB97.17	2.635	0.41	32.70048
TB97.18	2.352	0.44	13.40389

Bijlage 7: Uitgebreide samenvatting van microbiologische gegevens per categorie

Micro-organismen	Grasland op zeekei			Tuinbouw	
	gem. LMB (n=20) (1 replica per bedrijf)	ecologisch (n=1) (3 replica's per bedrijf)	verontreinigd (n=2) (3 replica's per bedrijf)	gem. LMB (n=17) (1 replica per bedrijf)	ecologisch (n=1) (3 replica's per bedrijf)
Thymidine inbouw (picomol/g.uur)					
Gemiddeld	180	198	110	108	151
SEM	12			9	
CV (%)	30			33	
Range	0 - 350			0 - 350	
SEM/range x 100	3.43			2.57	
Leucine inbouw (pocomol/g.uur)					
Gemiddeld	848	916	491	393	612
SEM	53			39	
CV (%)	28			41	
Range	0 - 1300			0 - 1300	
SEM/range x 100	4.08			3.00	
Biomassa ($\mu\text{g C/g}$)					
Gemiddeld	233	75	21	56	10
SEM	37			6	
CV (%)	71			45	
Range	0 - 700			0 - 700	
SEM/range x 100	5.29			0.86	
Potentiële nitrificatie ($\text{mg NO}_3\text{-N/kg.week}$)		(1 replica)	(1 replica)		(1 replica)
Gemiddeld	94	97	101	74	84
SEM	1.4			3.8	
CV (%)	7			21	
Range	0 - 110			0 - 110	
SEM/range x 100	1.27			3.45	
Genetische diversiteit (aantal DNA banden)	(n=1)	(2 replica's)	(2 replica's)	(n=1)	(2 replica's)
Gemiddeld	50.8	52.0	54.0	49.5	43.0
SEM					
CV (%)					
Range	30 - 60				
SEM/range x 100					
Biolog	Grasland op zeekei			Tuinbouw	
Indicatoren	gem. LMB (n=20)	ecologisch (n=1)	verontreinigd (n=2)	gem. LMB (n=17)	ecologisch (n=1)
LogCFU₅₀ (activiteit 50%)					
Gemiddeld	3.73	3.45	3.06	2.87	2.35
SD	0.712			0.472	
h-coëfficiënt (eveness)					
Gemiddeld	0.39	0.54	0.50	0.60	0.44
SD	0.128			0.174	
gg50 ($\mu\text{g grond met 50% funct.}$)					
Gemiddeld	95	14	7.5	44	

Bijlage 8: Indicatorwaarden nematodenfauna per locatie

Locaties	Aantal soorten per functionele groep					Aantal funct groepen	Maturity Index	Aantal nematoden per 100gr	Aantal taxa	T index
	Bf	Ca	Hf	Om	Pf					
GZK97.1	10	1	4	3	17	5	1.92	3970	35	2.48
GZK97.2	12	0	2	2	11	4	2.08	3460	27	2.09
GZK97.3	13	0	1	1	13	4	1.81	4217	28	1.97
GZK97.4	10	0	4	0	6	3	1.69	5050	20	2.36
GZK97.5	14	0	2	0	8	3	1.59	1923	24	2.09
GZK97.6	17	1	3	1	10	5	2.21	3450	32	2.64
GZK97.7	10	0	3	0	6	3	1.65	5253	19	1.95
GZK97.8	10	0	3	1	9	4	1.55	5567	23	1.90
GZK97.9	12	1	2	3	15	5	1.87	2657	33	2.23
GZK97.10	12	1	3	1	10	5	1.85	7497	27	2.24
GZK97.11	15	0	0	0	13	2	1.75	9697	28	1.73
GZK97.12	11	0	1	1	9	4	1.72	3770	22	2.10
GZK97.13	10	0	2	0	19	3	1.68	6046	31	2.07
GZK97.14	8	1	2	3	12	5	2.00	2490	26	2.10
GZK97.15	10	0	1	1	13	4	1.55	2937	25	2.02
GZK97.16	10	0	2	1	12	4	1.89	4893	25	2.10
GZK97.17	15	1	1	0	15	4	1.79	4050	32	2.06
GZK97.18	10	1	1	1	17	5	1.82	5197	30	2.24
GZK97.19	9	0	3	0	6	3	1.66	6577	18	2.22
GZK97.20	9	0	2	0	6	3	1.27	3877	17	1.85
GZK97.21	9	2	3	4	18	5	2.17	7570	36	2.22
GZK97.22	13	1	3	0	12	4	1.86	2766	29	2.22
GZK97.23	14	2	4	0	16	4	1.78	2753	36	2.40
GZK97.24										
TB97.1	11	0	1	1	7	4	1.38	1567	20	1.62
TB97.2	9	0	3	1	3	4	1.24	2187	16	1.29
TB97.3	8	0	3	1	6	4	1.49	2050	18	1.60
TB97.4	14	0	2	1	10	4	1.38	2753	27	1.41
TB97.5	7	0	4	1	4	4	1.70	4783	16	2.00
TB97.6	12	0	2	2	8	4	1.44	1507	24	2.00
TB97.7	17	2	3	3	13	6	1.91	2050	39	2.32
TB97.8	16	0	2	0	6	3	1.40	2420	24	1.43
TB97.9	17	0	1	1	3	4	1.56	2030	22	1.43
TB97.10	13	0	4	1	2	4	1.41	2273	20	1.45
TB97.11	12	3	2	1	2	6	1.44	3163	21	1.40
TB97.12	19	0	1	2	1	4	1.29	1963	23	1.09
TB97.13	16	0	2	1	1	4	1.41	1633	20	1.14
TB97.14	13	1	2	2	1	5	1.48	790	19	1.30
TB97.15	18	1	2	1	4	5	1.45	1373	26	1.44
TB97.16	13	3	2	1	1	5	1.52	2037	20	1.25
TB97.17	11	0	0	1	4	3	1.51	600	16	1.49
TB97.18	9	0	0	1	3	3	1.05	10303	13	1.13

Bijlage 9: Uitgebreide samenvatting van nematodengegevens per categorie

Nematoden Indicatoren	Grasland op zeelei			Tuinbouw	
	gem. LMB (n=20)	ecologisch (n=1)	verontreinigd (n=2)	gem. LMB (n=17)	ecologisch (n=1)
Abundantie (aantal/100g)					
Gemiddeld	4629	7570	2760	2069	10303
SEM	414			229	
CV (%)	40.0			45.6	
Range	50000			50000	
SEM/range x 100	0.83			0.46	
Aantal taxa					
Gemiddeld	26.1	36	32.5	21.8	13
SEM	1.2			1.3	
CV (%)	19.9			25.3	
Range	9 - 32			9 - 32	
SEM/range x 100	5.22			5.65	
Maturity Index					
Gemiddeld	1.77	2.17	1.82	1.47	1.05
SEM	0.05			0.04	
CV (%)	11.8			10.4	
Range	4			4	
SEM/range x 100	1.25			1.00	
Trofische diversiteitsindex					
Gemiddeld	2.12	2.22	2.31	1.51	1.13
SEM	0.05			0.08	
CV (%)	10.0			21.4	
Range	1.2 - 3.2			1.2 - 3.2	
SEM/range x 100	2.50			4.00	
Aantal soorten bacterie-etters					
Gemiddeld	11.4	9	13.5	13.3	9
SEM	0.5			0.9	
CV (%)	20.9			26.4	
Range	5 - 22			5 - 22	
SEM/range x 100	2.94			5.29	
Aantal soorten carnivoren					
Gemiddeld	0.4	2	1.5	0.6	0
SEM	0.1			0.3	
CV (%)	139.8			180.9	
Range	0 - 3			0 - 3	
SEM/range x 100	3.33			10.00	
Aantal soorten schimmeleters					
Gemiddeld	2.1	3	3.5	2.1	0
SEM	0.2			0.3	
CV (%)	51.0			49.8	
Range	0 - 10			0 - 10	
SEM/range x 100	2.00			3.00	
Aantal soorten omnivoren					
Gemiddeld	1.0	4	0	1.2	1
SEM	0.2			0.2	
CV (%)	110.5			53.8	
Range	0 - 4			0 - 4	
SEM/range x 100	5.00			5.00	

Vervolg bijlage 9

Aantal soorten planteneters					
Gemiddeld	11.4	18	14	4.5	3
SEM	0.9			0.8	
CV (%)	34.9			77.5	
Range	1 - 19			1 - 19	
SEM/range x 100	5.00			4.44	
Aantal functionele groepen					
Gemiddeld	3.9	5	4	4.3	3
SEM	0.2			0.2	
CV (%)	23.4			19.8	
Range	2 - 6			2 - 6	
SEM/range x 100	5.00			5.00	

Bijlage 10: Indicatorwaarden van potwormen per locatie

locatie	aantal/m2	biomassa g/m2	aantal genera	aantal soorten	aantal Fridericia soorten
GZK97.1	47805	21.4	5	12	5
GZK97.2	26290	6.0	3	6	3
GZK97.3	13204	3.3	3	7	4
GZK97.4	31831	3.0	4	7	3
GZK97.5	4598	0.9	4	5	1
GZK97.6	13852	5.7	6	11	4
GZK97.7	8488	6.2	3	7	4
GZK97.8	47334	4.5	3	7	4
GZK97.9	12614	3.4	4	10	6
GZK97.10	21516	6.4	4	12	7
GZK97.11	34543	9.7	3	8	5
GZK97.12	19452	2.5	4	8	4
GZK97.13	8370	1.6	4	9	5
GZK97.14	39140	13.3	5	6	2
GZK97.15	11023	1.7	4	8	4
GZK97.16	9785	1.9	4	9	5
GZK97.17	42264	10.1	4	12	6
GZK97.18	51755	4.7	4	9	4
GZK97.19	8724	1.0	4	4	1
GZK97.20	45566	4.4	5	7	2
GZK97.21	34837	12.4	4	13	8
GZK97.22	20101	2.0	3	5	1
GZK97.23	19924	2.7	6	12	5
GZK97.24	17448	3.1	4	6	3
TB97.1	11259	1.0	4	6	1
TB97.2	4244	2.1	3	5	3
TB97.3	12379	1.6	4	6	2
TB97.4	8724	0.4	4	4	1
TB97.5	22518	1.0	4	6	2
TB97.6	3301	0.2	3	3	1
TB97.7	12320	0.5	4	4	1
TB97.8	177	0.0	2	2	1
TB97.9	3832	0.3	3	4	0
TB97.10	5305	0.3	6	7	1
TB97.11	26644	3.1	6	10	2
TB97.12	32951	2.9	4	6	2
TB97.13	5600	0.2	3	6	1
TB97.14	85000	2.3	4	6	1
TB97.15	25701	0.8	4	7	1
TB97.16	10080	1.5	5	8	2
TB97.17	3596	0.2	2	3	1
TB97.18	6307	0.2	3	3	1

Bijlage 11: Uitgebreide samenvatting van potwormengegevens per categorie

Potwormen Indicatoren	Grasland op zeelei			Tuinbouw	
	gem. LMB (n=20)	ecologisch (n=1)	verontreinigd (n=2)	gem. LMB (n=17)	ecologisch (n=1)
Abundantie (aantal/m²)					
Gemiddeld	24908	34837	20013	16096	6307
SEM	3595			4892	
CV (%)	64.55			125.31	
Range	47157			84823	
SEM/range x 100	7.62			5.77	
Aantal taxa					
Gemiddeld	8.2	13	8.5	5.5	3
SEM	0.52			0.49	
CV (%)	28.17			36.56	
Range	8			8	
SEM/range x 100	6.50			6.13	
Biomassa (g/m²)					
Gemiddeld	5.58	12.43	2.37	1.10	0.17
SEM	1.11			0.24	
CV (%)	88.89			90	
Range	20.57			3.14	
SEM/range x 100	5.40			7.64	
N-Fridericia (aantal/m²)					
Gemiddeld	8654	25878	2594	1300	295
SEM	1660			291	
CV (%)	85.76			92.12	
Range	24286			3951	
SEM/range x 100	6.84			7.37	

Bijlage 12: Indicatorwaarden van regenwormen per locatie

Locatie	aantal/m ²	biomassa (g/m ²)	Aantal soorten	aantal endoge soorten	aantal epige soorten	aantal endoge wormen	aantal epige wormen
GZK97.1	533.3	146.1	4	3	1	462.5	70.8
GZK97.2	183.3	34.3	2	1	1	129.2	54.2
GZK97.3	354.2	59.5	4	3	1	337.5	16.7
GZK97.4	195.8	57.2	2	1	1	145.8	50.0
GZK97.5	250.0	38.0	3	3	0	250.0	0.0
GZK97.6	379.2	85.8	3	2	1	291.7	87.5
GZK97.7	125.0	15.6	3	2	1	120.8	4.2
GZK97.8	595.8	172.5	4	3	1	566.7	29.2
GZK97.9	112.5	31.3	3	1	2	83.3	29.2
GZK97.10	250.0	74.7	3	2	1	154.2	95.8
GZK97.11	379.2	111.0	5	3	2	320.8	58.3
GZK97.12	345.8	54.7	4	2	2	287.5	58.3
GZK97.13	845.8	103.2	4	3	1	758.3	87.5
GZK97.14	358.3	62.6	5	2	3	262.5	95.8
GZK97.15	204.2	37.3	2	1	1	133.3	70.8
GZK97.16	150.0	48.6	3	2	1	137.5	12.5
GZK97.17	379.2	75.7	4	3	1	295.8	83.3
GZK97.18	566.7	154.4	4	2	2	483.3	83.3
GZK97.19	150.0	40.1	4	3	1	125.0	25.0
GZK97.20	0.0	0.0	0	0	0	0.0	0.0
GZK97.21	1112.5	176.6	5	3	2	937.5	175.0
GZK97.22	529.2	124.9	5	2	2	237.5	287.5
GZK97.23	208.3	64.1	6	2	3	112.5	91.7
GZK97.24	587.5	109.8	5	3	2	483.3	104.2
TB97.1	204.2	25.6	4	3	1	200.0	4.2
TB97.2	125.0	6.2	2	1	0	125.0	0.0
TB97.3	187.5	15.8	2	2	0	187.5	0.0
TB97.4	20.8	1.8	1	1	0	20.8	0.0
TB97.5	0.0	0.0	0	0	0	0.0	0.0
TB97.6	33.3	2.4	1	1	0	33.3	0.0
TB97.7	0.0	0.0	0	0	0	0.0	0.0
TB97.8	20.8	2.5	1	1	0	20.8	0.0
TB97.9	8.3	0.3	1	1	0	8.3	0.0
TB97.10	37.5	7.5	1	1	0	37.5	0.0
TB97.11	0.0	0.0	0	0	0	0.0	0.0
TB97.12	0.0	0.0	0	0	0	0.0	0.0
TB97.13	0.0	0.0	0	0	0	0.0	0.0
TB97.14	0.0	0.0	0	0	0	0.0	0.0
TB97.15	4.2	0.2	1	1	0	4.2	0.0
TB97.16	8.3	1.0	1	1	0	8.3	0.0
TB97.17	33.3	1.5	1	1	0	33.3	0.0
TB97.18	58.3	10.6	2	1	0	58.3	0.0

Bijlage 13: Uitgebreide samenvatting van regenwormen gegevens per categorie

Regenwormen Indicatoren	Grasland op zeelei			Tuinbouw	
	gem. LMB (n=20)	ecologisch (n=1)	verontreinigd (n=2)	gem. LMB (n=17)	ecologisch (n=1)
Abundantie (aantal/m²)					
Gemiddeld	317.9	1112.5	368.8	40.2	58.3
SEM	0.20			16	
CV (%)	63.37			164.15	
Range	846			204	
SEM/range x 100	0.02			7.84	
Biomassa (g/m²)					
Gemiddeld	70.1	176.6	94.5	3.8	10.6
SEM	10.41			1.69	
CV (%)	66.37			182.18	
Range	172.5			25.6	
SEM/range x 100	6.03			6.60	
Endogé-soorten					
Gemiddeld	2.1	3	2	0.8	1
SEM	0.20			0.20	
CV (%)	43.42			98.23	
Range	3			3	
SEM/range x 100	6.67			6.67	
Epigé-soorten					
Gemiddeld	1.2	2	1.5	0.06	1
SEM	0.16			0.06	
CV (%)	57.99			412.34	
Range	3			1	
SEM/range x 100	5.33			6.00	

Bijlage 14: Berekeningswijze Bodemkwaliteitsindex (BKX)

De berekening van de Bodemkwaliteitsindex is samengevat in de volgende formule:

$$BKX = 10^{\frac{\sum_{i=1}^n |\log m - \log n_i|}{n}}$$

Hierbij is m de referentie (op 100 % gesteld) en n zijn de meetwaarden, als percentage van de referentie. Van het verschil $\log m - \log n_i$ wordt de absolute waarde genomen. Zowel positieve als negatieve afwijkingen van de referentie worden hierdoor als 'slecht' beoordeeld. De berekening is in feite het geometrische gemiddelde van de absolute verschillen tussen referentie en meetwaarden van de deelindicatoren

Voorbeeld:

	referentie	monster
biomassa bacteriën	100%	50%
diversiteit	100%	200%

m : log-waarde referentie = 2

log monster is 1.7, resp 2.3

de verschillen zijn $|2 - 1.7| = 0.3$

en $|2 - 2.3| = 0.3$

Gesommeerd: $0.3 + 0.3 = 0.6$

Gemiddeld: $0.6 / 2 = 0.3$

Eindberekening exponent: $2 - 0.3 = 1.7$

Teruggetransformeerd: $BKX = 10^{1.7} = 50.1\%$