



**Universiteit
Leiden**
The Netherlands

Herstel van regenwormgemeenschappen (lumbricidae) in thermisch en biologisch gereinigde gronden

Tamis, W.L.M.

Citation

Tamis, W. L. M. (1992). Herstel van regenwormgemeenschappen (lumbricidae) in thermisch en biologisch gereinigde gronden. Retrieved from <https://hdl.handle.net/1887/11509>

Version: Not Applicable (or Unknown)
License: [Leiden University Non-exclusive license](#)
Downloaded from: <https://hdl.handle.net/1887/11509>

Note: To cite this publication please use the final published version (if applicable).

HERSTEL VAN REGENWORMGEMEENSCHAPPEN
(LUMBRICIDAE) IN THERMISCH EN BIOLOGISCH
GEREINIGDE GRONDEN

VERHAARSENDE MEETWAARDEN VAN DE
HOUTKUNDE VAN DE RIJKSUNIVERSITEIT LEIDEN
IN DE JAAR 1961

CENTRUM VOOR MILIEUKUNDE
DER RIJKSUNIVERSITEIT LEIDEN

HERSTEL VAN REGENWORMGEMEENSCHAPPEN (LUMBRICIDAE) IN THERMISCH EN BIOLOGISCH GEREINIGDE GRONDEN

Wil L.M. Tamis

Centrum voor Milieukunde
Rijksuniversiteit Leiden
Postbus 9518
NL-2300 RA Leiden

CML report 77 - Section Ecosystems and Environmental Quality

Deelrapportage van het onderzoeksprogramma Ecologisch herstel van gereinigde grond, uitgevoerd in een samenwerkingsverband met het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieubeheer. Onderzoek uitgevoerd onder auspiciën van en gefinancierd door het Speerpuntprogramma Bodemonderzoek (nr. PCBB 8967)

Dit rapport kan op de volgende wijze worden besteld (kosten f 20 excl. BTW en verzendkosten; nota wordt separaat toegezonden):

- telefonisch: 071-277486

- schriftelijk: Bibliotheek CML, Postbus 9518, 2300 RA Leiden, hierbij graag duidelijk naam besteller en adres aangeven.

CIP-GEGEVENS KONINKLIJKE BIBLIOTHEEK, DEN HAAG

Tamis, Wil L.M.

Herstel van regenwormgemeenschappen (Lumbricidae) in thermisch en biologisch gereinigde gronden / Wil L.M. Tamis. - Leiden : Centrum voor Milieukunde, Rijksuniversiteit Leiden. - (CML report ; 77. Section Ecosystems and Environmental Quality)
Deelrapportage van het onderzoeksprogramma Ecologisch herstel van gereinigde grond, uitgevoerd in een samenwerkingsverband met het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieubeheer. - Onderzoek uitgevoerd onder auspiciën van het speerpuntprogramma Bodemonderzoek (nr. PCBB 8967). - Met lit. opg. - Met samenvatting in het Engels.
ISBN 90-5191-054-1

Trefw.: bodemsanering / regenwormen.

Druk: Biologie, Leiden

© Centrum voor Milieukunde, Leiden 1992

Inhoud

Voorwoord	iii
Samenvatting	iv
Summary	viii
1. Inleiding	1
1.1 Achtergrond	1
1.1.1 Bodemverontreiniging en bodemsanering	1
1.1.2 Grondreinigingsmethoden	1
1.1.3 Afzet en hergebruik van gereinigde grond	2
1.1.4 Eisen aan de toepassing van gereinigde grond	3
1.2 Doelstelling onderzoeksprogramma	3
1.3 Definitie ecologisch herstel van gereinigde grond	4
1.4 Onderzoeksopzet en interpretatie van de resultaten	6
1.4.1 Algemene opzet van het onderzoeksprogramma	6
1.4.2 Transversaal veldonderzoek regenwormen	6
2. Lokaties en methoden	8
2.1 Lokaties en eigenschappen van de gereinigde grond	8
2.1.1 Lokaties	8
2.1.2 Eigenschappen van de gereinigde grond	10
2.2 Methoden	12
3. Vergelijking met regenwormen in de aangrenzende grond (lokale referentie)	14
3.1 Soortenaantal, diversiteit en evenness	14
3.2 Soortensamenstelling en juvenielpercentages	15
3.2.1 Soortensamenstelling	15
3.2.2 Juvenielpercentages	18
3.3 Dichtheden, biomassa en verticale verdeling	20
3.3.1 Dichtheden en biomassa	20
3.3.2 Verticale verdeling	22
3.4 Conclusies vergelijking gereinigde grond en lokale referentie	24
4. Vergelijking met regenwormen in zandige graslanden (algemene referentie)	25
4.1 Inleiding	25
4.2 Resultaten vergelijking	25
4.2.1 Soortenaantal, diversiteit en evenness	25
4.2.2 Soortensamenstelling	27
4.2.3 Dichtheden en biomassa	27
4.3 Vergelijking algemene en lokale referentie	27
4.4 Conclusies vergelijking gereinigde grond en algemene referentie	27

5. Vergelijking met algemeen beeld successie regenwormen (kolonisatiereferentie)	29
5.1 Inleiding	29
5.2 Successie van regenwormgemeenschappen	31
5.2.1 Algemeen	31
5.2.2 Pioniersoorten en successierouten	31
5.3 Vergelijking gereinigde grond en kolonisatiereferentie	33
5.3.1 Soortenaantal, diversiteit en evenness	33
5.3.2 Soortensamenstelling	34
5.3.3 Dichtheden en biomassa	34
5.3.4 Vergelijking algemene en lokale referentie met de kolonisatiereferentie	34
5.4 Conclusies vergelijking gereinigde grond met kolonisatiereferentie	34
6. Synthese	39
6.1 Inleiding	39
6.2 Herstel van regenwormgemeenschappen in gereinigde grond	40
7. Discussie	41
7.1 Inleiding	41
7.2 Populatiedynamica van regenwormen in gereinigde grond	41
7.3 Successie van regenwormgemeenschappen	43
7.3.1 Successie van regenwormen in gereinigde grond	43
7.3.2 Pioniersoorten en successiemechanismen	44
7.4 Onderzoekopzet en typen referenties	46
7.5 Herstel van regenwormgemeenschappen in relatie tot reinigingsmethode en corrigerende maatregelen	46
8. Aanbevelingen	48
Literatuur	
Bijlage I	De twee kleurvormen van <i>Allolobophora chlorotica</i>
Bijlage II	Dichtheden van regenwormen in gereinigde en aangrenzende grond per lokatie
Bijlage III	Biomassa's van regenwormen in gereinigde en aangrenzende grond per lokatie

Voorwoord

Voorliggend verslag is een deel van de rapportage van het project 'Ecologische herstelbaarheid van gesaneerde bodems; herstel van de vegetatie, arthropode bodemmicrofauna en bodemmacrofauna'.

Dit project is een deel van het onderzoekprogramma 'Ecologisch herstel van gereinigde grond' dat gezamenlijk door het Centrum voor Milieukunde van de Rijksuniversiteit Leiden (CML) en het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieubeheer (RIVM) wordt uitgevoerd. Het project is gefinancierd door het Speerpuntprogramma Bodemonderzoek (project nr 8967).

Hierbij wil ik prof. dr. H.A. Udo de Haes (CML) bedanken voor het becommentariëren van de conceptversies van het verslag, alsmede drs. J. Hoekstra (RIVM - CWM) voor de adviezen voor statistische verwerking van de regenwormgegevens.

Samenvatting

Herstel van regenwormgemeenschappen (Lumbricidae) in thermisch en biologisch gereinigde gronden

Inleiding

Ten behoeve van het behoud of herstel van de bodemkwaliteit wordt jaarlijks een deel van de ernstig verontreinigde bodem gesaneerd. Dit kan enerzijds de isolatie en anderzijds de reiniging van de verontreinigde grond inhouden.

Grondreiniging kan met thermische, extractieve en biologische methoden en elke methode is geschikt voor een bepaalde combinatie van grondtype en verontreinigingstype. Reiniging van grond kan weliswaar tot een voldoende of goed gereinigd produkt leiden, maar ten gevolge van het reinigingsproces kunnen ook belangrijke, fysische, chemische en biologische eigenschappen drastisch wijzigen. Zo verdwijnt bij thermische en extractieve reiniging zowel de bodemstructuur als alle bodemleven. Vaak is er ook nog sprake van een aanzienlijk residu.

Na reiniging wordt thermisch gereinigde grond vnl. als ophooggrond hergebruikt. Extractief gereinigde grond wordt vrijwel exclusief als grondstof voor de beton- en asfalt-industrie toegepast en biologisch gereinigde grond wordt meestal slechts toegepast als afdekgrond op vuilnisstorten. De afzet van gereinigde grond is moeilijk, o.a. door het stigma die ondanks de reiniging op deze grond rust.

Binnen het bodembeschermingsbeleid worden de ecologische functionele eigenschappen van de grond zeer belangrijk geacht. Het verlies van deze eigenschappen ten gevolge van de reiniging en het herstel van deze eigenschappen, spontaan of versneld, is onderwerp van het onderzoeksprogramma "Ecologisch herstel van gereinigde grond". In dit onderzoeksprogramma wordt terugkeer van een functionerend bodemecosysteem en vegetatie onderzocht op bestaande veldlocaties met thermisch en biologisch gereinigde grond. In het voorliggende rapport wordt verslag gedaan van het veldonderzoek naar regenwormen (Lumbricidae).

Definitie ecologisch herstel

Ecologisch herstel wordt omschreven als de terugkeer van een nieuw, ongestoord en compleet grasland-ecosysteem, dat bepaald wordt door zowel de eigenschappen van de gereinigde grond zelf, als door de eigenschappen van de omgeving, binnen een aanvaardbare termijn en op een normale wijze.

Om het ecologisch herstel van de regenwormgemeenschappen te kunnen beoordelen zijn drie referenties gedefinieerd. De directe aangrenzende grond wordt gebruikt als lokale referentie. Zij fungeert als soortenbron en levert informatie over effecten van het ter plaatse aanwezige gebruik en beheer op de regenwormen. Omdat de gereinigde grond en de direct aangrenzende grond sterk verschillen in fysisch-chemische eigenschappen en omdat gereinigde grond in het algemeen gekarakteriseerd kan worden als zandige grond is informatie uit de literatuur van graslanden op zandige bodems als algemene referentie gehanteerd. Om het herstelproces in de gereinigde grond te kunnen beoordelen, die voor wat betreft de soorten in het algemeen bij een volkomen nulsituatie begint, wordt infor-

matie uit de literatuur betreffende kolonisatie- en successiestudies als kolonisatiereferentie gebruikt.

Lokaties en methoden

Het onderzoek is uitgevoerd op 8 lokaties met thermisch gereinigde grond en 2 lokaties met biologisch gereinigde grond. De gereinigde grond ligt aan de oppervlakte, is onvermengd en er is sprake van een "groen" gebruik. De ouderdom van de gereinigde grond varieerde van 1 maand tot bijna 7 jaar. De lokaties verschillen onderling sterk in tal van ecologisch relevante aspecten.

De gereinigde grond kan in het algemeen worden gekarakteriseerd als humusarme, leemarme zandgrond met een hoge pH. Alleen de thermisch gereinigde grond bevatte residuen van met name Pb en Zn boven de referentiewaarden. Op een aantal lokaties was sprake van verdichting en verdroging. Slechts op een lokatie was organische stof aan de gereinigde grond toegevoegd.

De bemonstering is uitgevoerd in de winter '89/'90, waarbij de grond werd uitgegraven en met de hand doorzocht. Informatie is verzameld over aantallen, biomassa (versgewicht), leeftijd, soort en verticale verdeling. De in het veld verzamelde gegevens zijn statistisch geanalyseerd.

Resultaten

Uit het veldonderzoek blijkt dat er sprake is van een duidelijke ontwikkeling van de regenwormgemeenschap in de gereinigde grond. Naarmate de gereinigde grond ouder wordt, nemen het soorten aantal, de dichtheden, de biomassa, het percentage regenwormen in de ondergrond (dieper dan 5 cm) en het percentage juveniele (endogeïsche) wormen significant toe. Ondanks deze ontwikkeling lijkt de regenwormgemeenschap in de oude gereinigde grond in het algemeen nog niet op die van de aangrenzende grond (lokale referentie). Voor de bovengenoemde aspecten zijn de waarden lager in de gereinigde grond.

Hierop zijn een aantal uitzonderingen, waarbij de ontwikkeling zo snel is geweest dat de regenwormgemeenschap in de meeste aspecten lijkt op die van de aangrenzende grond. Dit geldt met name voor een 3 jaar oude biologisch gereinigde grond en voor een ca. 7 jaar oude met organische stof gecorrigeerde thermisch gereinigde grond.

Uit de vergelijking met gegevens uit de literatuur van regenwormen in zandige graslanden (algemene referentie) blijkt dat in het algemeen de regenwormgemeenschap in de gereinigde grond wat de soortensamenstelling betreft nog duidelijk verschilt van de algemene referentie. Daarentegen zijn juist de dichtheden en biomassa al hoger in de gereinigde grond dan in de algemene referentie.

Op deze algemene conclusie is een uitzondering, nl. een ca. 7 jaar oude gecorrigeerde thermisch gereinigde grond, die wat soortensamenstelling betreft niet alleen overeenkomt met de lokale, maar ook met de algemene referentie.

Uit een uitgebreid literatuuronderzoek naar de spontane kolonisatie en successie van regenwormgemeenschappen komt naar voren dat er enerzijds een lange primaire successieroute onderscheiden kan worden in beginnende, drogere gronden, waarin *Lumbricus rubellus* de enige pioniersoort is en anderzijds een kortere antropogene secundaire successieroute vnl. in vochtigere verplaatste top laaggronden, waarin vnl. *Allolobophora chlorotica* de belangrijkste pioniersoort is.

De ontwikkeling in de thermisch en biologisch gereinigde grond vertoont een redelijk goede overeenkomst met respectievelijk deze primaire en secundaire successieroute. Opvallend verschil is wel dat de oudere gereinigde grond hogere dichtheden en biomassa heeft dan de kolonisatierferentie.

Discussie en verder onderzoek

In de discussie wordt ingegaan op de vraag in hoeverre er in de gereinigde grond nu sprake is van een goed functionerende en complete regenwormgemeenschap. Daarnaast komen aan de orde pioniersoorten en successiemechanismen, de onderzoeksopzet en gebruikte referentie en een bespreking van het ecologisch herstel in relatie tot reinigingsmethode en corrigerende maatregelen.

Er zijn diverse aanwijzingen dat de regenwormpopulaties in de gereinigde grond wat betreft de reproductie goed functioneren. Er zijn echter ook aanwijzingen dat immigratie van regenwormen in de gereinigde grond blijvend plaats vindt en mogelijk substantieel is. Nadere informatie over reproductie en over immigratie is noodzakelijk om een keuze te kunnen maken van de referentie en om een definitief oordeel over het al dan niet goed functioneren van de regenwormgemeenschap te kunnen geven.

Bij de beoordeling van de compleetheid van de regenwormgemeenschap moet altijd informatie over de soortensamenstelling in de directe omgeving worden gebruikt. Hiervoor kan dus geen standaardreferentie worden gebruikt.

Successie van de regenwormgemeenschappen in gereinigde grond blijkt in de onderzoekte periode (7 jaar) nog niet te zijn voltooid. Op basis van literatuur en theoretische overwegingen kan worden verwacht dat de primaire successie van regenwormen in grasland minimaal 40-100 jaar in beslag neemt. Herstel van de dominante kenmerken van de graslandvegetatie (5-10 jr) betekent dus nog niet het herstel van het bodemecosysteem.

Herstelonderzoek heeft niet alleen een technische of toegepaste functie maar biedt ook de mogelijkheid tot het genereren en het synthetisch toetsen van ecologische theorieën.

Ten aanzien van de successie van regenwormgemeenschappen wordt uiteengezet dat *Apoplectodea caliginosa*, in tegenstelling tot de heersende opvatting, niet tot de typische pioniersoorten kan worden gerekend. Voor de successie van regenwormen wordt de hypothese geformuleerd dat de successie in eerste instantie bepaald wordt door verschillen in dispersie en reproductiekenmerken van de opeenvolgende soorten en niet dat deze het biotoop achtereenvolgens voor elkaar geschikt maken, sterker nog: er zijn aanwijzingen dat de pioniersoorten de successie remmen.

In het meeste onderzoek wordt te weinig aandacht geschonken aan de betekenis van de verschillende referenties, waardoor beoordeling van de resultaten ook niet of slechts in zeer globale zin wordt uitgevoerd.

Het herstel van biologisch en thermisch gereinigde grond verschilt opvallend. Herstel van biologisch gereinigde grond lijkt zeer snel te verlopen en uit oogpunt van ecologisch herstel lijkt biologische reiniging te prefereren boven thermische reiniging. Het ecologisch herstel van thermisch gereinigde grond verloopt langzamer en is waarschijnlijk in belangrijke mate te versnellen door toevoeging van organische stof. Deze conclusies zijn gebaseerd op zeer weinig lokaties, zodat voorzichtheid met het hanteren van conclusies nodig is.

Het veldonderzoek heeft belangrijke aanwijzingen opgeleverd dat de kolonisatie en succes-
sie in gereinigde grond normaal lijkt te verlopen, maar dit beeld dient nog definitief be-
vestigd te worden. Experimenteel onderzoek is daarvoor het meest aangewezen middel.
Daarnaast zijn enige fundamenteel-ecologische suggesties alsmede nieuwe suggesties van
toegepaste aard gedaan.

Summary

Recovery of earthworm communities (Lumbricidae) in thermically and biologically cleaned soils

Introduction

In order to restore the quality of the soil in the Netherlands a part of the most seriously polluted soils are yearly sanitized, by means of i.a. the cleaning of the contaminated soil. For the cleaning of the soil thermal, extractive and biological techniques have been developed and each technique is appropriate for a specific combination of soil- and contamination type.

The cleaning of the soil may result in good or sufficiently cleaned soil, but as a consequence of the cleaning process the physical, chemical and biological properties of the soil can be drastically changed. Furthermore considerable residues appear to remain in most of the soils. Soil structure as well as soil life disappears as a consequence of thermal and extractive cleaning. After cleaning thermically cleaned soil is mostly used as filling-material in building activities. Extractively cleaned soil is almost exclusively used as material for the concrete and asphalt industries. Biologically cleaned soil is mostly used as covering layer for refuse dumps. The sale of the cleaned soil is difficult, i.a. because of the stigma that rests on the soil despite the cleaning. Within the Dutch soil protection policy the ecological functional properties of the soil are considered to be very important.

The loss of these properties as a consequence of the cleaning and their recovery spontaneous or otherwise, is the subject of the research programm "Ecological recovery of cleaned soil", that is carried out by the Centre for Environmental Science of Leiden University (CML) and the National Institute for Public Health and Environmental Protection (RIVM). In this research program the development of a new functioning soil ecosystem and vegetation is investigated on existing fieldsites. In this report the results concerning the earthworms (Lumbricidae) are presented.

Definition ecological recovery

Ecological recovery is defined as the return to or the realisation of a new, undisturbed and complete grassland ecosystem, by which the desirable situation is determined by on the one hand the properties of the adjacent soil and on the other hand by soils with comparable general physical-chemical properties, within an acceptable period and in a normal manner.

To make an evaluation possible of the ecological recovery of the cleaned soil, three types of references have to be defined. The direct adjacent soil is used as local reference; it functions as species pool and gives important information about the effects of use and management on the ecosystem. Because the cleaned soil and the adjacent soil differ considerably in physical and chemical properties and because the cleaned soil can be in general characterized as a sandy soil, information about sandy soils from literature is used as general reference. To make an evaluation possible of the recovery process of

the cleaned soil, information from colonization and succession literature is used as colonization reference.

Sites and methods

The research was carried out on eight sites with thermically cleaned soil and on two sites with biologically cleaned soil. The age of the cleaned soil varies from one month to nearly seven years. The sites differ in several relevant ecological aspects.

The cleaned soils can be in general characterized as a sandy soils, poor in organic matter, loam and nutrients, with a high acidity. Only the thermically cleaned soils contain residues, especially lead (Pb) and zinc (Zn) above the provisional reference values, as determined by the central government. Soil compaction and drought-proneness was apparent on some sites.

The samples have been taken during the winter '89/'90. The soil was dug out and handsorted and the pit was treated additionally with a dilute solution of formalin. Information has been gathered about densities, biomass (fresh weight), age, and the presence and vertical distribution of species. The field data have been statistically analyzed.

Results

The results of the field research make clear that there is a distinct development of the earthworm communities in the cleaned soil. As the cleaned soil becomes older, the species number, density, biomass, percentages earthworms in the subsoil (deeper than 5 cm) and the percentage juvenile (endogeic) earthworms increase significantly. Despite these developments the earthworm communities in the older cleaned soil do not resemble as yet those of the adjacent soil (local reference). For the above mentioned aspects the measured values are still lower in the cleaned soil even in the oldest sites.

There have been two exceptions, in which the development has been so fast that the earthworm communities in most of the aspects studies are similar to those of the adjacent soil. This holds particularly for a c. 3 year old biologically cleaned soil and for a c. 7 year old thermically cleaned soil, improved with organic matter.

From the comparison with data from the literature study of earthworms in grasslands on sandy soils (general reference) it appears in general that the earthworm communities in the cleaned soil are clearly less complete with respect to the species composition with the exception of a c. 7 year old thermically cleaned soil, that with respect to species composition does not only resemble its local reference, but also the general reference. But densities and biomasses of earthworms in the cleaned soil are even higher than in the general reference.

As a result of an extensive literature study of the spontaneous colonization and succession of earthworms a distinction can be made between on the one hand a long primary successionroute in starting, rather dry soils, in which *Lumbricus rubellus* is the sole pioneer species and on the other hand a shorter antropogenic secondary successionroute, mostly in moist replaced topsoils, in which mostly *Allolobophora chlorotica* is the most important pioneer species.

The development of the thermically and biologically cleaned soils is fairly similar to these primary and secondary successionroutes respectively. It is remarkable, however,

that densities and biomass in the older cleaned soil are higher than in the colonization reference.

Discussion and further research

The leading question in the discussion is in how far the cleaned soil possesses a good functioning and complete earthworm community? Also some general ideas about pioneer-species and succession mechanisms, the research plan and choice of the references and the differences in ecological recovery between thermically and biologically cleaned soil and between improved and non-improved cleaned soil are discussed.

There are several indications that the earthworm populations, with respect to reproduction, function normally. But there are also indications that immigration of earthworms to cleaned soil was probably substantial. Further information about reproduction and immigration is necessary to make the right choice which parameters of which reference will be needed, and also to come to a definitive evaluation as to how far the population maintains itself.

For a proper evaluation of the completeness of an earthworm community there is always a need for information about the direct surroundings. This cannot be replaced by a standard reference.

Succession of the earthworm communities in cleaned soil appears not yet to be completed. On the bases of information from the literature and from theoretical considerations it can be expected that the primary succession of earthworms in grassland takes at least 40-100 year. Therefore recovery of the dominant traits of the grassland vegetation (5-10 year) does not mean that the soil ecosystem has recovered as a whole.

Restoration research does not only have technical or applied implications, it also offers good possibilities for generating and synthetic testing of ecological theories. Concerning the succession of earthworm communities it is suggested that in contrast to prevailing views, *Aporrectodea caliginosa* can not be characterized as a pioneer species, but more as a mid-successional species.

In contrast to the prevailing view that succession is mainly the result of habitat change caused by action of plants and animals, a general hypothesis for the succession mechanisms regulating the earthworm communities is formulated in which the other mechanisms are more important. In the pioneerphase dispersal rate and reproduction traits (tolerance) seem to determine the succession; but these pioneer species seem to slow down the succession (inhibition) rather than accelerating it (facilitation).

In most of the research very little attention is paid to the use and importance of references, thus limiting the possibility for interpretation of the results.

The recovery of biologically and thermically cleaned soil differ clearly. Recovery of biologically cleaned soil seems to be quick and from the point of view of ecological recovery biological cleaning appears to be preferable above thermal cleaning. The ecological recovery of thermically cleaned soil is much slower and it is likely that it can be greatly enhanced by adding organic matter. These conclusions are only based on a few sites, however, so they have to be used with caution.

The field research has yielded important clues about the colonization and succession of earthworms in cleaned soil. These processes seem to be normal, but this (conclusion) has yet to be confirmed definitively. Therefore experimental research is the most appropriate means in the next research phase. Also some suggestions have been made for further fundamental ecological and applied research.

1. Inleiding

1.1 Achtergrond

1.1.1 Bodemverontreiniging en bodemsanering

In Nederland is bodemverontreiniging een belangrijk milieuprobleem. Volgens een recente inventarisatie zijn er in Nederland zeker honderduizend lokale bodemverontreinigingsgevallen (Adviesgroep Data Process 1988). Deze lokale bodemverontreinigingen zijn voornamelijk industrieel van aard als voormalige gasfabrieken, lekkage van brandstoftanks, maar ontstaan ook tengevolge van recreatie, bijvoorbeeld kleiduivenschietbanen. Naast deze lokale verontreinigingen zijn er de diffuse verontreinigingen van grond bijv. tengevolge van bijv. de cadmium in de kunstmest of het koper in de varkensmest.

De grond van de ernstigste lokale verontreinigingen wordt gesaneerd vanwege de risico's voor mens en milieu. In de periode 1980-1988 was hiermee een bedrag van 600 miljoen \$ mee gemoeid (Anoniem 1989a). De bestaande diffuse verontreinigingen zijn vooralsnog nauwelijks aangepakt.

Bodemsanering kan enerzijds de isolatie (ter plekke of op een stortplaats) en anderzijds de reiniging van de vervuilde grond betekenen (Anoniem 1981). Alleen na reiniging behoudt de grond zijn functionele betekenis, immers bij isolatie gaat het slechts om het zoveel mogelijk voorkomen van contacten tussen mens, plant en dier en de verontreinigde grond.

1.1.2 Grondreinigingsmethoden

Grondreiniging omvat in het algemeen achtereenvolgens het uitgraven, het transport over grotere afstand, de opslag, de reiniging zelf en tenslotte het transport naar veelal een andere lokatie voor hergebruik. Op kleine schaal vindt ook in-situ reiniging plaats; deze blijft hier verder buiten beschouwing (TNO/RIVM 1987).

De reinigingsmethoden kunnen in drie hoofdgroepen worden verdeeld:

- thermische reiniging (directe of indirecte verhitting van de grond en naverbranding van de verdampte verontreiniging);
- extractieve reiniging (wassen met een zuur, loog of zeep);
- biologische reiniging (optimalisatie van de microbiologische afbraakomstandigheden).

In 1982 is de eerste experimentele thermische grondreiniging uitgevoerd en de grondreinigingsindustrie is sindsdien sterk gegroeid. In 1989 is ca 550,000 ton grond gereinigd, waarvan ca. 80% thermisch, ca. 15% extractief en ca. 5% biologisch. Er wordt in de komende jaren een toename verwacht tot 1 miljoen ton gereinigde grond per jaar (Beneker et al. 1990). Grondreiniging is kostbaar en loopt uiteen van 40 tot 130 \$ per ton grond, afhankelijk van de reinigingsmethode, het type grond en het type verontreiniging.

De verschillende reinigingsmethoden zijn bruikbaar voor verschillende typen verontreiniging-grondcombinaties en hebben een verschillende reinigingsefficiëntie. Zo is thermische reiniging geschikt voor zowel makkelijk als moeilijk afbreekbare organische verbindingen, in voornamelijk lichtere gronden maar ook in klei en veen. Er kan met

deze methode een reinigingsresultaat worden bereikt, dat voldoet aan de normen die voor de bodemkwaliteit gesteld zijn.

Extractieve reiniging is geschikt voor alle typen verontreinigingen, zowel organische als anorganische (zware metalen), maar is beperkt tot de lichtere gronden. In principe is een goed reinigingsresultaat mogelijk. Maar in de praktijk wordt de reiniging veelal gestaakt bij een door de overheid toegestaan hoger gehalte, in afwijking van de gestelde normen voor de bodemkwaliteit.

Biologische reiniging wordt veelal toegepast voor makkelijk afbreekbare organische verontreinigingen in lichtere gronden. Bij deze reinigingsmethode is er vaak sprake van een hoog residu in de gereinigde grond.

Reiniging van grond kan weliswaar veelal tot een voldoende goed gereinigd produkt leiden, maar ten gevolge van de reiniging kunnen ook fysische, chemische en biologische eigenschappen van de grond drastisch veranderen.

Bij thermisch reiniging treedt blijkens praktijkwaarnemingen verlies van bodemstructuur en organische stof op; krijgt de grond een diepzwarte kleur en kan afhankelijk van de reinigingsomstandigheden verkitting van klei voorkomen. Tevens is er sprake van een stijgende pH, een overmaat aan K, een verlies aan N en waarschijnlijk fixatie van P. Vanzelfsprekend bevat de grond na thermische reiniging geen bodemleven meer.

Bij extractieve reiniging verliest de grond zijn structuur alsmede de lutum- en de organische stoffractie. Omdat een zandige grond resteert, is deze naar verwachting veel voedselarmer. Tengevolge van de toepassing van agressieve reinigingsvloeistoffen zal ook hier het bodemleven geheel verdwenen zijn.

Bij biologische reiniging treden de minste veranderingen op. Er is enig verlies aan bodemstructuur ten gevolge van de grondbewerkingen. Voorts wordt de grond verrijkt met meststoffen en organische stof. De macrofauna en mesofauna zullen waarschijnlijk ten gevolge van de diverse grondbewerkingen bij deze reinigingstechniek verstoord zijn, in tegenstelling tot de microflora en -fauna.

1.1.3 Afzet en hergebruik van gereinigde grond

De wijze van hergebruik is afhankelijk van de reinigingsmethode. Een belangrijk gemeenschappelijk kenmerk is dat na reiniging de grond veelal op een andere lokatie wordt hergebruikt dan de lokatie van oorsprong. Thermisch gereinigde grond wordt toegepast als opvul- of ophoogmateriaal en wordt dan meestal afgedekt met andere grond. Extractief gereinigde grond wordt vanwege de zandige textuur vrijwel exclusief gebruikt als grondstof in beton en asfalt of als bestratingszand. Biologisch gereinigde grond wordt vanwege het residu meestal slechts gebruikt als afdekgrond op vuilnisstorten (Tamis 1988).

Reinigingsbedrijven moeten over het algemeen veel moeite doen om de gereinigde grond af te zetten. Dit geldt met name voor de thermisch en biologisch gereinigde grond; zelfs voor grond die voldoet aan alle milieuchemische normen. Deze bemoeilijkt afzet hangt mede samen met de weerstand tegen het produkt, ook wel psychische smet genoemd. Door deze psychische smet verdwijnt soms toch nog een deel van de gereinigde grond naar de stort.

1.1.4 Eisen aan de toepassing van gereinigde grond

De gereinigde grond kan worden toegepast, hetzij als produkt (grondstof) hetzij als bodem, indien deze voldoet aan de eisen van de overheid en van de directe gebruikers. De belangrijkste beleidsterreinen die de toepassing van gereinigde grond regelen, zijn het bodembeschermings- en afvalstoffenbeleid.

Het Nederlandse bodembeschermingsbeleid stelt zich het behoud en zonodig herstel van de bodemkwaliteit ten doel (Anoniem 1986). Ingrepen in en gebruik van de bodem mogen niet onherstelbaar of onomkeerbaar zijn, zodat duurzaam van de bodem gebruik kan worden gemaakt (multifunctionaliteitsprincipe).

Onder bodemkwaliteit wordt de van nature aanwezige functionele eigenschappen van de bodem verstaan voor de mens, plant en dier. Enerzijds worden hier de specifieke bodemgebruiksfuncties onder verstaan als teeltfunctie, delfstofwinfunctie, draagfunctie, grondwaterwinfunctie etc. Anderzijds worden hier onder bedoeld de ecologische processen (decompositie; stof- en waterkringlopen), de bodem als habitat voor organismen, en de bodem als onderdeel van ecosystemen. Deze reeks van ecologische aspecten van de bodem wordt binnen het bodembeschermingsbeleid als meest belangrijke bodemfunctie beschouwd.

Reiniging van de grond moet in het algemeen resulteren in een grond die zonder restricties en zonder verdere aanzienlijke kosten kan worden toegepast. Voor de beoordeling van de kwaliteit van de grond bestaan er in het bodembeschermingsbeleid verschillende normenstelsels of zijn normen in ontwikkeling. Zo zijn er normen voor verontreinigde grond, die bepalen welke acties al dan niet moeten worden ondernomen in het kader van de bodemsanering (ABC-waarden, Anoniem 1990). In ontwikkeling zijn de normen voor een goede bodemkwaliteit (voorlopige referentiewaarden, Anoniem 1987). Gereinigde grond die voldoet aan de voorlopige referentiewaarden kan zonder restricties worden toegepast. Voorts zijn er normen in ontwikkeling voor grondproducten (grondstoffen, bouwstoffen, zwarte grond).

Al deze getalsnormen hebben gemeen dat het chemische parameters voor verontreinigende stoffen betreffen met een of meerdere klassegrenzen. Er zijn geen getalsnormen vanuit de overheid voor de overige chemische en voor de fysische en biologische aspecten van de bodemkwaliteit.

Het tweede relevante beleidsterrein betreft het Nederlandse afvalstoffenbeleid. Hieronder valt ook gereinigde grond. Het afvalstoffenbeleid richt zich op een zo doelmatig en een zo groot mogelijk hergebruik van afvalstoffen (Anoniem 1989b). Ook voor afvalstoffen zijn er normen gebaseerd op chemische parameters voor verontreinigende stoffen met verschillende klassegrenzen (WA- en WCA-normen). Deze bepalen hoe gevaarlijk een afvalstof is en hoe deze moet worden verwerkt.

Tenslotte zijn er nog de eisen vanuit de verschillende specifieke bodemgebruiksfuncties, zoals civieltechnische eisen aan korrelgrootte en korrelgrootteverdeling of aan draagkracht van de bodem of eisen vanuit de landbouw met betrekking tot de bodemvruchtbaarheid. Op deze laatste eisen zal verder niet in detail worden ingegaan.

1.2 Doelstelling onderzoeksprogramma

Worden nu de bovengenoemde uitgangspunten, normen of functie-eisen geconfronteerd met de eigenschappen en gebruik van gereinigde grond, dan lijken er enige duidelijke knelpunten te zijn.

Hiervan zijn samengevat de belangrijkste:

- Ten gevolge van de reiniging zijn de ecologische eigenschappen van de bodem, de belangrijkste geachte algemene bodemkwaliteitskenmerk, aangetast of verdwenen. Dit geldt alleen voor thermisch en biologisch gereinigde grond. Extractief gereinigde grond wordt nl. zoals vermeld vrijwel geheel als grondstof gebruikt.
- Biologisch gereinigde grond bevat veelal gehalten aan verontreinigende stoffen boven de voorlopige referentiewaarden. Ook thermisch gereinigde grond bevat vaak aanzienlijke residuegehalten van zware metalen. Bij extractief gereinigde grond is er weliswaar sprake van residuen, maar deze lijken grotendeels binnen de (toekomstige) productnormen te vallen. De aanwezigheid van residuen in biologisch gereinigde grond en in thermisch gereinigde grond betekent dat deze gronden in de toekomst in principe slechts met restricties bruikbaar zijn. Het huidige hergebruik van dergelijke licht verontreinigde gronden berust op ad hoc beleid.
- Afzet en hergebruik van thermisch en biologisch gereinigde grond verlopen problematisch, mede in samenhang met bovenstaande punten.
- Specifieke toepassingen van thermisch en biologisch gereinigde grond voor specifieke "groene" functies wordt bemoeilijkt door het gebrek aan bodemvruchtbaarheid of door de aanwezigheid van residuen.

Bovenstaande problemen en vragen hebben geleid tot een onderzoeksprogramma "Ecologisch herstel van gereinigde grond", dat wordt uitgevoerd door het CML en het RIVM. Binnen dit onderzoeksprogramma wordt aandacht besteedt aan het eerste punt nl. het verlies aan de belangrijk ecologische eigenschappen.

Hierbij kan de vraag worden gesteld in welke mate de gereinigde grond nog over de belangrijk geachte ecologische eigenschappen beschikt, hoe snel er spontaan weer sprake is van een herstel hiervan en hoe dit herstel versneld zou kunnen worden bereikt. Op basis van deze vraag kan de doelstelling van het onderzoeksprogramma "Ecologisch herstel van gereinigde grond" als volgt worden omschreven:

het inzicht verkrijgen in het ecologisch herstel van gereinigde grond in relatie tot de reinigingsmethode en tot de toegepaste corrigerende maatregelen.

1.3 Definitie ecologisch herstel van gereinigde grond

Ecologisch herstel heeft betrekking op de terugkeer van de belangrijke ecologische eigenschappen van de gereinigde grond. Zowel ecologisch herstel als de betreffende ecologische eigenschappen moeten nog nader worden gespecificeerd om uiteindelijk te kunnen beoordelen wanneer er sprake is van een herstelde gereinigde grond.

De ecologische aspecten van de bodemkwaliteit (te weten de ecologische processen van de bodem, de bodem als habitat voor organismen en de bodem als onderdeel van ecosystemen) worden hier als equivalent beschouwd met het bodemecosysteem, in de toplaag (1 m) van de bodem. Indien er geen sprake is van remming of verstoring van de (functiegerichte) processen en er sprake is van een compleet ecosysteem zal worden gesproken van gezond bodemecosysteem.

Voor een gezond bodemecosysteem zijn geen normen opgesteld en de bestaande chemische normen zijn ook (nog) niet ecologisch onderbouwd. Daarom zal de benadering veeleer zijn een referentie-ecosysteem te definiëren en de gereinigde grond daarmee te vergelijken, om te kunnen beoordelen of er sprake is van herstel.

Bij de keuze van een referentie-ecosysteem kunnen in beginsel twee uitgangspunten worden gehanteerd. Het herstel heeft of betrekking op de terugkeer naar de *oorspronkelijke* toestand of op de terugkeer naar of het realiseren van een *bruikbare*, acceptabele toestand. Herstel in de zin van terugkeer naar de oude toestand is voor gereinigde grond vaak niet mogelijk, omdat zoals eerder is uiteengezet, de grond is verplaatst, de eigenschappen van de grond ingrijpend veranderd kunnen zijn en meestal ook de oude toestand niet bekend is. Herstel van gereinigde grond heeft dus in het algemeen betrekking op de terugkeer of realiseren van een bruikbare cq acceptabele toestand.

Om een vast beoordelingskader te krijgen, moet een keuze worden gemaakt van het type (bodem)ecosysteem. Hierbij is gekozen voor het grasland als ecosysteemtype, omdat het grootste deel van de oppervlakkig toegepaste gereinigde grond een spontane ontstane grazige vegetatie heeft of met een grasmengsel is ingezaaid. Bovendien is dit in de praktijk een van de belangrijkste gebruikswijzen van de bodem in Nederland. Aan dit ecosysteem kunnen nu de herstellenniveaus voor de verschillende parameters worden ontleend. Er is echter nog wel een nadere definiëring van de referentie nodig.

Voor de bepaling welke eigenschappen (herstellenniveaus) van welke graslandtypen relevant zijn voor de beoordeling van het herstel van de gereinigde grond, moet enerzijds rekening gehouden worden met eisen van de organismen en de ecologische theorieën ten aanzien van kolonisatie, populatiedynamica en successie en anderzijds met de in het veld aanwezige verschillen tussen gereinigde grond en de direct aangrenzende grond.

Kort samengevat volgt uit de ecologische theorieën dat het graslandecosysteem op gereinigde grond bepaald wordt door zowel de eigenschappen van de grond (textuur, voedselrijkdom, pH, vocht etc.), door de omgeving van de lokatie (soortenbron), door het gebruik en beheer, alsmede door de eigenschappen van de lokatie (grondwaterstand, bemesting, beweiding etc.).

Voor het onderzoek zijn een aantal simpele aannames gedaan, die geleid hebben tot drie referenties. Op deze aannames en de keuze van de referenties zal nader worden ingegaan in de discussie.

De directe omgeving speelt een belangrijke rol als kolonisatiebron voor de gereinigde grond. Het gebruik en beheer van de lokatie bepaalt eveneens in belangrijke mate de levensgemeenschap in de gereinigde grond. Daarom is de directe omgeving, de *aangrenzende grond*, als *lokale referentie* genomen.

Ook de fysisch-chemische eigenschappen van de (gereinigde) grond zijn in hoge mate bepalend voor de draagkracht van het ecosysteem. De gereinigde grond en de direct aangrenzende grond hebben in het algemeen sterk verschillende eigenschappen en daarom kan de omgeving t.a.v. dit aspect niet als referentie dienen. Aangezien textuur bepalend is voor de voedselrijkdom, pH en vochtsituatie van de bodem zijn niet-verontreinigde graslandecosystemen met een vergelijkbare textuur als *algemene referentie* genomen.

Tenslotte is naast de omschrijving van de gewenste eindsituaties ook de termijn van belang waarin en de wijze waarop de ontwikkeling (successie) naar een goed functionerend en compleet ecosysteem plaatsvindt. Een bijzonder aspect van het onderhavige herstelproces is dat de gereinigde grond voor wat betreft de soorten in het algemeen volkomen bij een nulsituatie begint. Voorts kan de ontwikkeling geremd zijn door residuen of door verdichting van de bodem. Situaties waarin spontaan kolonisatie en successie plaatsvindt in verschillende typen bodems, zijn als *kolonisatiereferentie* genomen.

Samengevat kan het ecologisch herstel van gereinigde grond omschreven worden als de terugkeer van een nieuw, ongestoord en compleet graslandecosysteem, dat bepaald wordt door zowel de eigenschappen van de gereinigde grond zelf, als door de eigenschappen van de omgeving, binnen een aanvaardbare termijn en op een normale wijze.

1.4 Onderzoeksopzet en interpretatie van de resultaten

1.4.1 Algemene opzet van het onderzoeksprogramma

Het onderzoeksprogramma richt zich volledig op de verkenning van bestaande veldsituaties. Hierbij wordt zowel het herstel van een reeks lokaties op één tijdstip (transversaal onderzoek) onderzocht als de ontwikkeling van het herstel in tijd gevolgd op enkele geselecteerde lokaties (longitudinaal onderzoek). Ook met transversaal onderzoek kan een beeld van de ontwikkeling in de tijd worden verkregen door vergelijking van verschillende lokaties met gereinigde grond van verschillende ouderdom.

Onderzocht zijn in het veld een brede reeks van fysische (pH, textuur, organisch koolstofgehalte, CEC, gasdiffusie etc.), chemische (macro- en micronutriënten, zware metalen) en biologische parameters (vegetatie, nematoden, mijten, springstaarten, regenwormen microbiologische bepalingen). De fysisch-chemische parameters worden voornamelijk gebruikt om het abiotisch milieu van de soorten te duiden. Daarnaast zijn ze ook van belang om de gereinigde grond en de bodemontwikkeling te beschrijven. De selectie van de biologische parameters is voornamelijk gebaseerd op de dominante rol of sleutelrol die soorten of processen binnen het bodemecosysteem spelen. Daarbij is tevens gelet op de waarde van deze parameters voor de specifieke gebruiksfuncties.

Van verschillende delen van het onderzoek of van voorbereidend onderzoek zijn reeds resultaten gepubliceerd (Kappers 1990, 1991, Kappers en Manger 1990, Kappers en Masselink 1990, Kappers en Van Esbroek 1988, Van Beelen et al. 1988, Tamis 1991)

1.4.2 Transversaal veldonderzoek regenwormen

Voorliggend artikel omvat de resultaten van het transversale veldonderzoek naar het ecologisch herstel van regenwormpopulaties in gereinigde grond. Hierbij is onderzoek gedaan naar dichtheden, soortsaanstelling, leeftijd en verticale verdeling in de grond.

Regenwormen worden niet alleen van belang geacht voor de landbouw, maar ook als stapelvoedsel voor vertebraten (met eveneens het risico als gevolg van doorvergiftiging), en als belangrijke dominante groep voor het functioneren (strooiselafbraak, structuurvorming) van graslandecosystemen. Bovendien is deze groep volgens Rusek (1978) een van de bodemfaunagroepen die kenmerkend zijn voor de oudere successiestadia.

Een belangrijk punt bij het transversale veldonderzoek betreft de keuze van de onderzoekslokaties. De onderzoekslokaties moesten aan een aantal voorwaarden voldoen nl. de gereinigde grond moet in de toplaag aanwezig zijn, daarbij niet afgedekt of vermengd zijn met een andere grond, "groen" gebruikt worden, en de onderzoekslokaties moeten verder zoveel mogelijk overeenkomen in gebruik en beheer, omgeving, grondwaterpeil e.d. (ceterus paribus). Een uitvoerige recherche leverde maar weinig bruikbare lokaties op. En binnen de groep van lokaties die wel bruikbaar waren, waren er grote verschillen tussen de lokaties wat betreft abiotische eigenschappen en beheer van de gronden, die aan de gereinigde gronden grenzen.

Naast de verschillen tussen de lokaties verschilden de gereinigde grond en aangrenzende grond binnen een lokatie in de meeste gevallen opvallend, met name wat betreft textuur, pH, organisch stofgehalte. Alle in het veldonderzoek aangetroffen gereinigde gronden kunnen worden gekarakteriseerd als humus- en voedselarme, leemarme zandgronden met een hoge pH.

Gegeven de benodigde typen referenties en gegeven de verschillen tussen en binnen lokaties is het volgende onderzoek uitgevoerd:

- Van een reeks van lokaties is het voorkomen van regenwormen in gereinigde grond en de direct aangrenzende grond (lokale referentie) onderzocht (hoofdstuk 3);
- Daarnaast is een vergelijking gemaakt met informatie uit de literatuur over regenwormpopulaties in graslanden met zandige bodems (algemene referentie) (hoofdstuk 4)
- Voor de beoordeling van de wijze en de termijn van het kolonisatieproces in de gereinigde grond is een vergelijking gemaakt met informatie uit de literatuur over kolonisatie en successie van regenwormen (kolonisatiereferentie) (hoofdstuk 5).

In hoofdstuk 6 vindt een synthese plaats van voorgaande drie hoofdstukken, waarbij wordt ingegaan op de vraag in hoeverre er nu sprake is van herstel van regenwormpopulaties. In de discussie (hoofdstuk 7) wordt met name ingegaan op de vraag in hoeverre er sprake is van een goed functionerend en compleet bodemecosysteem vanuit de invalshoek van de populatiedynamica en successietheorie in relatie tot de twee reinigingsmethoden en de toegepaste correctiemaatregelen.

2. Lokaties en methoden

2.1 Lokaties en eigenschappen van de gereinigde grond

2.1.1 Lokaties

De kenmerken en bodemeigenschappen van de onderzochte lokaties staan omschreven in tabel 1 en 2. De lokaties zijn gesitueerd in het centrum en zuid-westen van Nederland (figuur 1). Het verspreidingspatroon is verklaarbaar doordat de gereinigde grond in het algemeen in de nabijheid van de reinigingsbedrijven is afgezet.

Op 8 lokaties is thermisch gereinigde grond aangebracht en op 2 lokaties biologisch gereinigde grond. Op een van de lokaties (WB27) is op twee verschillende tijdstippen (I en II) thermisch gereinigde grond aangebracht.

De lokaties zijn in de tabellen en figuren geordend naar ouderdom van de aangebrachte gereinigde grond. Deze loopt uiteen van 1 maand tot 6,5 jaar voor de thermisch gereinigde grond en de twee biologisch gereinigde gronden zijn respectievelijk ca. 1,5 en 3,5 jaar oud.

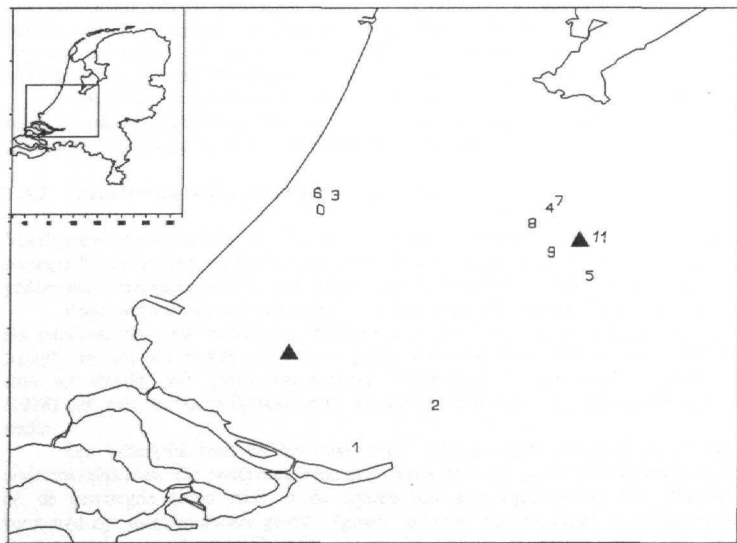


Figure 1. Distribution of research sites; numbers correspond with specific sites described in table 1. Open triangle: biological cleaning plant, closed triangle: thermal cleaning plant; nr 10 is on the same site as nr 4.

Table 1 General characteristics of the research sites with thermically and biologically cleaned soil; y= year; m=month; T=thermically cleaned; B=biologically cleaned; S=sowing; M=mowing; LM=light manuring; G=grazing; P=pesticides; E=(partial) excavation in the past. Groundwater levels determined april 1989.

nr	site	cleaned soil			adjacent soil			
		age	clean. techn.	area (are)	soil type	gr. water level (m)	use	management
1	MS12	1m	T	15	clay/peat	-1.5	skatingrink, dike	S M E
2	GD14	4m	T	35	clay	<-2.5	building land, dike	
3	LS28	1y 4m	B	6	sand	-0.9	fallow	S G
4	WB27I	1y 7m	T	0.2	clay	<-3.0	garden, dike	S M LM
5	PN9	3y	T	5	clay	-1.2	fallow, building land	M E
6	OL18	3y 6m	B	0.9	sand	-1.1	fuel transfer site	S M LM E
7	VM7	4y 8m	T	0.1	clay/sand	-1.7	fallow, garden	S M LM
8	GH6	4y 8m	T	0.3	peaty	-0.4	pasture	G M HM P
9	RM5	5y 4m	T	0.2	peaty	-0.4	pasture	G M HM
10	WB27II	6y 6m	T	<0.1	clay	<-3.0	garden, dike	S M LM
11	GU1	6y 6m	T	0.3	sand/clay	C:-3.6 A:-0.5	fallow, park	

Uit de gegevens in de tabel wordt duidelijk dat de lokaties onderling aanzienlijk verschillen in tal van aspecten wat betreft grootte, grondwaterpeil, gebruik, beheer en aangrenzende grondsoort. De gegevens in tabel 2 weerspiegelen ook een tendens van kleinschalige diverse afzet van gereinigde grond naar grootschalige afzet ten behoeve van bouwterreinen.

In de meeste gevallen is de gereinigde grond niet afkomstig van de plaats waar zij uiteindelijk is aangebracht. Alleen voor de lokaties OL18 en GU1 geldt dat de gereinigde grond teruggebracht is naar de lokatie van oorsprong.

2.1.2 Eigenschappen van de gereinigde grond

Gereinigde gronden kunnen in het algemeen worden gekarakteriseerd als humusarme, leemarme zandgrond met een hoge pH. De gereinigde gronden en de aangrenzende gronden verschillen in het algemeen aanzienlijk wat betreft de fysisch-chemische eigenschappen.

De hoge pH van de thermisch gereinigde grond is opvallend omdat de meeste zandgronden in Nederland juist gekenmerkt worden door een lage pH van c. 4,5. Een belangrijke oorzaak van de hoge pH is waarschijnlijk de omzetting van mineraal calcium in calciumhydroxide en calciumcarbonaat als een gevolg van de verhitting tijdens de reiniging (artikel in prep.)

De gereinigde gronden zijn eveneens onderzocht op residuen van de zware metalen Cd, Pb, Cu en Zn. De waarden zijn vergeleken met de voorlopige referentiewaarden. Deze zijn afhankelijk van het lutum- en organisch stofgehalte. Voor de onderzochte gereinigde gronden liggen de referentiewaarden voor Cd tussen 0,4 en 0,5 ppm, voor Pb tussen 53 en 68 ppm, voor Cu tussen 17 en 20 ppm en voor Zn tussen 55 en 70 ppm. Alle thermisch gereinigde gronden bevatten residuen boven deze referentiewaarden voor twee of meer van de vier onderzochte zware metalen. Met name Pb en Zn komen in hoge residuconcentraties voor (tabel 2). De twee biologisch gereinigde gronden bevatten geen gehalten boven de referentiewaarden.

Tenslotte verschillen een aantal gereinigde gronden, naast de toegepaste reinigingsmethode en de verschillende lokale omstandigheden, in een aantal ecologisch relevante aspecten. De thermisch gereinigde grond op een van de oudste lokaties (GU1) is als een berg aangebracht. Op de lokaties MS12, PN9 en OL18 hebben ook in de aangrenzende gronden enige graafwerkzaamheden plaatsgevonden. De lokatie WB27II is de enige gereinigde grond, die enigzins is gecorrigeerd; i.e. er heeft enige menging met top laag-grond plaatsgevonden en er is een dunne mulchlaag aangebracht.

Op drie lokaties (PN9, GH6, RM5) was verdichting van de gereinigde grond duidelijk merkbaar, bijv. door stagnatie van regenwater. De gereinigde gronden op drie lokaties (LS28, VM7, GU1) kunnen op basis van hun beschikbaar vochtgehalte (tussen pF 2,0 en 4,2) als droogtegevoelig worden gekarakteriseerd.

Table 2 Physical and chemical properties of thermally and biologically cleaned soil on the research sites; M-50=median value of the sand fraction (50-2000 μ m); Heavy metals; only mentioned if concentration > 1.2 x provisional reference values; underlined: > 2x provisional reference values.

nr	site	% clay (<2 μ m)	M-50 (μ m)	pH (H ₂ O)	aval. - moisture (%)	CEC (meq/100 g)	% nitro- gen	% organic carbon	residue of Cd Pb Zn Cu	other remarks
1	MS12	2.8	>2000	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	original clay
2	GD14	1.6	150	8.5	14	2.2	0.02	1.8	Pb Zn	
3	LS28	4.1	140	8.6	8	2.0	0.02	1.1		
4	WB27I	2.1	180	8.0	12	4.7	0.03	1.1	Cu Zn Pb	
5	PN9	4.1	140	8.7	14	7.3	0.01	1.3	Pb Cu Zn	compaction
6	OL18	6.4	150	8.5	17	9.3	0.08	1.8		
7	VM7	1.3	170	8.3	7	1.4	0.07	1.1	Zn Pb	
8	GH6	4.4	310	8.3	13	7.5	0.02	1.5	Pb Zn	compaction
9	RM5	5.1	170	7.7	17	11.4	0.06	2.2	Pb Zn Cu Cd	compaction
10	WB27II	4.4	150	7.2	21	9.2	0.07	2.3	Cu Zn Pb Cd	some topsoil, mulch added
11	GU1	4.1	140	8.1	10	4.0	0.04	2.1	Pb Zn Cu Cd	storage heap
	median	4.1	170	8.3	13	4.7	0.035	1.8		

2.2 Methoden

Op 10 lokaties zijn in december 1989 tot maart 1990 bemonsteringen uitgevoerd. Ter controle zijn de lokaties die aan het begin van deze periode zijn bemonsterd zijn ook aan het eind van deze periode bemonsterd. De verschillen in dichtheden en soortensamenstelling bleken verwaarloosbaar, zodat verondersteld kan worden dat de gegevens van de verschillende lokaties onderling vergelijkbaar zijn wat tijdstip en omstandigheden (weer) betreft. Bovendien was gedurende deze periode de gemiddelde temperatuur voor een winter ongekend hoog, zodat er geen sprake is van een winterminimum in aantallen ten gevolge van vorst.

Op elke lokatie zijn zowel in de gereinigde grond als in de aangrenzende grond 5 monsters van 30 x 30 x 30 cm uitgegraven. Op een zeil werden de toplaag (0-5cm) en de onderlaag (5-30cm) met de hand uitgezocht. In de ontstane kuil werd ca. 5 l 0,4% formaline-oplossing gegoten om evt. diepergravende soorten te bemachtigen (Raw 1959).

Belangrijk is om te vermelden dat alle monsterpunten in de gereinigde grondbinnen c. 10 m van de aangrenzende grond lagen. De dispersiecapaciteit van de regenwormen ligt in de orde van grootte van 5-10 m per jaar, zodat de onderzochte gereinigde grond binnen een jaar gekoloniseerd kan worden.

De regenwormen zijn in het lab onder een binoculair op soort en leeftijd gebracht (Sims en Gerard 1985). Hierbij zijn vanwege determinatieproblemen de juvenielen van het geslacht *Lumbricus* samengevoegd in een groep *L.juv.* en de juvenielen van de soorten *Aporrectodea caliginosa*, *A. rosea* en de roze vorm van *Allolobophora chlorotica* zijn samengebracht in een groep *A.juv.*

Bij de bespreking van de resultaten zijn de wormen ingedeeld in epigeïsche (*Lumbricus*, *Dendrodriilus*, *Satchellius*) en endogeïsche (*Allolobophora*, *Aporrectodea*, *Octolasion*, *Eiseniella*) regenwormen. Er wordt ook aandacht besteed aan de diepergravende soorten binnen beide groepen, i.c. *Lumbricus terrestris* en *Aporrectodea longa*.

Na determinatie zijn de wormen 2 dagen op vochtig filtreerpapier bewaard voor defaecatie, waarna het versgewicht is bepaald en de wormen vervolgens voor zware metalenbepalingen zijn ingevroren (artikel in voorbereiding).

De data zijn in de eerste plaats per lokatie verwerkt met eenweg-variantieanalyse. Indien niet voldaan werd aan de eis van homogeniteit van variantie is de non-parametrische toets van Kruskal en Wallis toegepast. Voor de analyse van de ontwikkeling in de tijd is een non-parametrische rangcorrelatietoets van Spearman toegepast over zowel de absolute gegevens van de gereinigde grond als over de ratio van de gegevens van de gereinigde grond en de aangrenzende grond. Voor een algemene vergelijking van de data van de gereinigde grond ten opzichte van de aangrenzende grond is de non-parametrische toets voor random block design (Friedman) gebruikt. Logaritmische transformatie van de data leverde geen verbeterde homogeniteit van variantie op en is daarom achterwege gelaten.

Naast de analyse van de dichtheden, biomassa, soortensamenstelling, juveniel percentage en verticale verdeling zijn ook de diversiteit en evenness berekend als maten voor de populatiestructuur. Als diversiteitsmaat is een variant gebruikt van de index van Simpson gebruikt nl. $D = 1/\sum p_i^2$, waarbij p_i de fractie is van soort i (MacArthur 1972, p.195). De evenness (ook wel *equitability*) is vervolgens berekend als $E = (D-1)/(D_{\max}-1)$. $D_{\max}$ is in dit geval gelijk aan het soortenaantal S , dus $E = (D-1)/(S-1)$. De aftrekkings (-1) zijn een rekenkundige aanpassing om de maat ongeacht het soortenaantal te kunnen laten variëren tussen 0 en 1. Diversiteit en evenness zijn alleen berekend over de

monsterpunten waarin regenwormen zijn aangetroffen. Alleen voor monsterpunten met meer dan 1 soort is een evenness berekend.

In de tabellen en figuren worden een aantal afkortingen en symbolen gebruikt met de volgende betekenis, voor zover niet toegelicht door de tabel:

C = gereinigde grond; A = aangrenzende grond;

dif.C-A = algemeen verschil tussen C en A getoetst met de test van Friedman, waarbij de mediane ratio C/A van de betrokken gegevens en in geval van een significante trend ook de mediane ratio van de oudere thermisch gereinigde gronden (tussen haakjes) is weergegeven in de tabel;

trend C (of C/A) = analyse ontwikkeling in de tijd met de rangcorrelatietest van Spearman, waarbij de correlaties in de tabel zijn vermeld;

ns = niet significant; + = $P < 0.10$; * = $P < 0.05$; ** = $P < 0.01$; *** = $P < 0.001$;

Epi. = epigeïsche wormen; End. = endogeïsche wormen; Tot. of t. = totaal; juv. of j. = juveniel; ad. = adult;

Acl = *Allolobophora chlorotica*; Ac = *Aporrectodea caliginosa*; A juv. = juvenielen van Ac, Ar en Acl rose vorm; Al = *A. longa*; Ar = *A. rosea*; Do = *Dendrobaena octaedra*; Dr = *Dendrodrilus rubidus*; Dor = Do + Dr; Et = *Eiseniella tetraedra*; Lc = *Lumbricus castaneus*; LcS = Lc + *Satchellius mammalius*; Lf = *L. festivus*; L juv. = L. juvenielen; Lr = *L. rubellus*; Lt = *L. terrestris*; Oc = *Octolasion cyaneum*; Ot = *Octolasion tyriaeum*; Oct = Oc + Ot.

3. Vergelijking met regenwormen in de aangrenzende grond (lokale referentie)

3.1 Soortenaantal, diversiteit en evenness

In het totale onderzoek zijn 10 soorten regenwormen aangetroffen. Het maximum totaal aantal soorten per lokatie is 7 (tabel 3).

Er is met toenemende ouderdom van de gereinigde grond een significante toename in het aantal soorten in de gereinigde grond (fig.2). In het algemeen is het aantal soorten lager in de gereinigde grond dan in de aangrenzende grond (tabel 3, figuur 2). Ook op de lokaties met de oudere thermisch gereinigde grond (nrs 7 t/m 11) is het aantal soorten nog lager in de gereinigde grond dan in de aangrenzende grond (mediane ratio 0.57). Uitzondering hierop is de lokatie WB27II waar het aantal soorten in de gereinigde grond zelfs groter is dan in de aangrenzende grond. De oudere biologisch gereinigde grond (OL18) heeft een soortenaantal dat even groot is als in de aangrenzende grond.

Er is geen trend te bespeuren in de diversiteit van de regenwormgemeenschappen in de gereinigde grond. Wel lijkt de diversiteit lager (mediane ratio 0.59, $P < 0.10$) te zijn in de gereinigde grond dan in de aangrenzende grond (tabel 3).

Table 3. Number of species, diversity and evenness of earthworm communities in thermically and biologically cleaned soil (C) and in the adjacent soil (A); (0) information not used in statistical analysis; see for further explanation and abbreviations par. 2.2.

nr	site	total number species (S)		mean number species		mean diversity (D)		mean evenness (E)	
		C	A	C	A	C	A	C	A
1	MS12	0	6	0	3.6**	-	2.4	-	0.63
2	GD14	0	4	0	3.6**	-	2.6	-	0.53
3	LS28	2	6	0.8	3.6**	1.3	2.4**	1.00	0.59**
4	WB27I	1	5	0.2	2.8**	1.0	2.3**	(0)	0.69
5	PN9	1	5	0.2	3.2**	1.0	2.6**	(0)	0.77
6	OL18	6	6	2.8	3.0**	2.6	1.7*	0.70	0.44**
7	VM7	4	7	2.0	4.8**	1.8	2.7**	0.82	0.45*
8	GH6	2	3	1.6	2.4*	1.2	1.1**	0.40	0.08**
9	RM5	3	7	2.4	4.2*	1.7	2.9**	0.53	0.74**
10	WB27II	7	5	3.0	2.8**	2.2	2.3**	0.74	0.69**
11	GU1	1	5	0.8	2.4**	1.0	2.1*	(0)	0.58
trend C		0.62*		0.74*		0.23**		-0.38**	
trend C/A		0.63*		0.75*		0.32**		-0.46**	
dif.C-A		0.43* (0.57)		0.33** (0.57)		0.59*		1.64*	

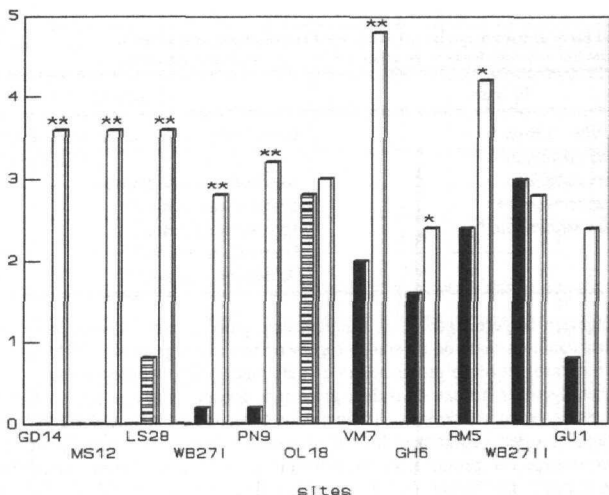


Figure 2. Mean number of species of earthworms in biologically (barred bars) and thermally (solid bars) cleaned soil in comparison with the adjacent soil (open bars). Sites have been ascendantly ordered by age of the cleaned soil, see table 1; * = $P < 0.05$; ** = $P < 0.01$ significance of differences between cleaned soil and its adjacent soil

Er is eveneens geen trend gevonden voor de evenness. In tegenstelling tot de diversiteit is de evenness hoger (median ratio 1.64, $p < 0.10$) in de gereinigde grond dan in de aangrenzende grond.

3.2 Soortensamenstelling en juvenielpercentages

3.2.1 Soortensamenstelling

In tabel 4 is de lijst van alle aangetroffen soorten en vormen regenwormen gegeven. De bespreking van de soortensamenstelling heeft enerzijds betrekking op de soortensamenstelling sec en anderzijds op de relatieve dichtheden van de verschillende groepen en soorten.

De thermisch gereinigde grond wordt het eerst gekoloniseerd door *Lumbricus rubellus*. Pas na c. 5 jaar (VM7) komen daar andere soorten bij, i.e. *Lumbricus castaneus* en *Aporrectodea caliginosa*. Alleen op een van de oudste en tevens gecorrigeerde lokaties (WB27II) worden de diepgravende soorten *Lumbricus terrestris* en *Aporrectodea longa* aangetroffen (figuur 3).

Daarentegen wordt in de biologisch gereinigde grond eerst vnl. *Allolobophora chlorotica* aangetroffen. In de oudere biologisch gereinigde grond (OL18; c. 3 jaar) zijn reeds 6 soorten vertegenwoordigd, vnl. *Lumbricus rubellus*, *L. castaneus*, *Aporrectodea caliginosa* en ook de diepgravende soort *Aporrectodea longa*.

Table 4. Total list of earthworm species and forms found in cleaned and adjacent soils.

* = the species had only been found in the adjacent soil; + = deep-burrowing species.

Epigeic	Endogeic
<i>Dendrodrilus rubidus</i> *	<i>Allolobophora chlorotica</i> green form
<i>Lumbricus castaneus</i>	pink form
<i>Lumbricus rubellus</i>	<i>Aporrectodea caliginosa</i>
<i>Lumbricus terrestris</i> +	<i>Aporrectodea longa</i> +
<i>Satchellius mammalius</i> *	<i>Aporrectodea rosea</i>
	<i>Eiseniella tetraedra</i> *
	<i>Octolasion cyaneum</i> *

Aangezien de gereinigde en de aangrenzende grond overeen komen in de belangrijke standplaatsfactoren voor de algemene regenwormen (Sinnige et al. 1991) kunnen deze soorten van de aangrenzende grond ook in de gereinigde grond worden verwacht.

In het algemeen hebben de oudere gereinigde gronden nog niet alle soorten die in de aangrenzende grond voorkomen. Uitzondering hierop is de lokatie WB27II, waar zelfs nog een aantal soorten voorkomen die niet voorkomen in de aangrenzende grond. Wordt een minder strenge eis gesteld door bijvoorbeeld de zeldzame soorten (rel.dichtheid < 2%) uit te sluiten, dan blijken ook de soortensamenstellingen van OL18, GH6 en RM5 overeen te komen met die van de aangrenzende grond (Appendix II).

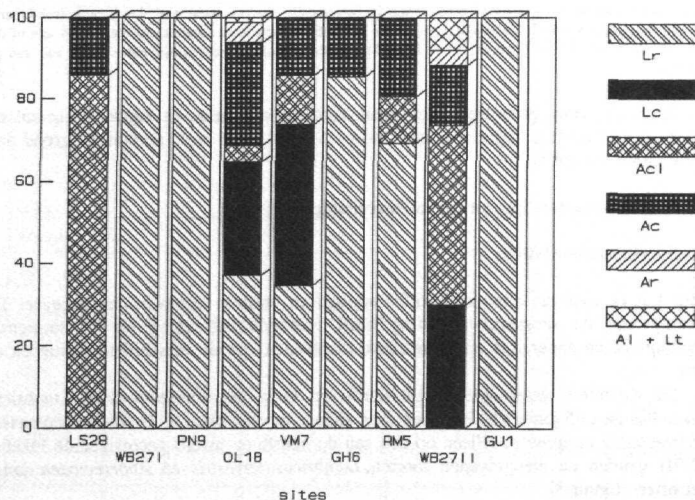


Figure 3. Relative densities (percentages) of earthworm species in biologically (LS28 and OL18) and thermally cleaned soil (other sites). See for further explanation figure 2 and par. 2.2.

Table 5. Relative densities (percents) of epigeic earthworms and of the important species in thermically cleaned and biologically cleaned (bold) soil (C) and in the adjacent soil (A); see for further explanation par.2.2; % species concerns adults; % Epi includes adults and juveniles.

nr	site	% Epi.		% Lc		% Lr		% Acl		% Ac	
		C	A	C	A	C	A	C	A	C	A
1	MS12	-	7.3	-	0	-	4.0	-	5.5	-	15
2	GD14	-	5.7	-	4.1	-	0	-	14	-	31
3	LS28	0	33*	0	7.9*	0	1.9 ^m	86	1.9*	0	20*
4	WB27I	100	45 ^m	0	15 ^m	0	2.5 ^m	0	18 ^m	0	0
5	PN9	100	57*	0	5.4 ^m	46	14 ^m	0	1.9 ^m	0	4.4*
6	Q118	65	78 ^m	6.0	33 ^m	8.1	1.2*	4.1	2.3 ^m	5.1	2.4 ^m
7	VM7	74	20 ^m	28	4.2 ^m	25	10 ^m	12	2.5 ^m	2.1	28*
8	GH6	85	94 ^m	0	0	11	15 ^m	1.1	1.3 ^m	10	2.0 ^m
9	RM5	69	37 ^m	0	0	2.5	12*	11	24 ^m	6.2	11 ^m
10	WB27II	32	45 ^m	2.0	15*	0	2.5 ^m	28	18 ^m	8.1	0 ^m
11	GU1	100	54*	0	3.1 ^m	17	2.5 ^m	0	0.6 ^m	0	13*

Bij de analyse van de relatieve dichtheden kon bij geen van de groepen of individuele soorten een significante ontwikkeling in de tijd, of een significant verschil in het algemeen tussen gereinigde grond en aangrenzende grond worden vastgesteld. Ook voor de groep van *Lumbricus rubellus*, *Allolobophora chlorotica* en *Aporrectodea caliginosa*, die in de literatuur als typische kolonisatoren worden aangeduid, kon geen significante ontwikkeling of verschil worden vastgesteld. Desondanks zijn een aantal globale trends en verschillen vermeldenswaardig. Hierbij wordt een onderscheid gemaakt tussen thermisch en biologisch gereinigde grond. N.B. : in Appendix I wordt het voorkomen van de twee kleurvormen van *Allolobophora chlorotica* besproken.

In de thermisch gereinigde grond hebben de epigeïsche regenwormen, vnl. *Lumbricus rubellus* en in mindere mate *Lumbricus castaneus* (figuur 3, tabel 5), in het algemeen een hogere relatieve dichtheid dan in de aangrenzende grond, waar de endogeiïsche soorten *Aporrectodea caliginosa*, *A. rosea* en *Allolobophora chlorotica* domineren (tabel 5, figuur 9). Uitzonderingen hierop zijn de lokaties GH6 en WB27II waar de percentages epigeïsche regenwormen niet significant verschillen.

In de oudste thermisch gereinigde lokatie (WB27II) is de relatieve dichtheid van *Aporrectodea longa* ongeveer even hoog als in de aangrenzende grond, terwijl *Lumbricus terrestris* hier wel in de gereinigde grond en niet in de aangrenzende grond is aangetroffen.

In de jongste biologisch gereinigde grond (LS28) is het percentage epigeïsche regenwormen significant lager dan in de aangrenzende grond. De oudere biologisch gereinigde grond heeft een hoog percentage epigeïsche regenwormen dat niet significant verschilt van dat van de aangrenzende grond. In de oudere biologisch gereinigde grond heeft *Aporrectodea longa* al ongeveer dezelfde dichtheden als in de aangrenzende grond.

Table 6. Percentages of juvenile earthworms in thermically and biologically cleaned soil (C) and in the adjacent soil (A). For further explanation see par 2.2.

nr	site		% Epi.juv.	% End.juv.	% Tot.juv.
1	MS12	A	29	47	46
2	GD14	A	86	55	71
3	LS28	C	-	29 ⁺	29 ⁺
		A	70	61	64
4	WB27I	C	100 ^{ms}	-	100 ^{ms}
		A	61	46	53
5	PN9	C	86 ^{ms}	-	86 ^{ms}
		A	66	79	72
6	OL18	C	78 ^{ms}	71 ^{ms}	76 ^{ms}
		A	55	73	59
7	VM7	C	29 ^{ms}	33 ^{ms}	30 ^{ms}
		A	28	47	43
8	GH6	C	87 ^{ms}	31 ^{ms}	79 ^{ms}
		A	84	32	81
9	RM5	C	63 ^{ms}	42 ^{ms}	57 ^{ms}
		A	67	43	52
10	WB27II	C	88 ⁺	46 ^{ms}	49 ^{ms}
11	GU1	C	83 ^{ms}	-	83 ^{ms}
		A	90	68	80
mean C			77	42	65
mean A			64	55	62
trend C			-0.21 ^{ms}	0.41 ^{ms}	-0.08 ^{ms}
trend C/A			-0.55 ^{ms}	0.87 ⁺	-0.17 ^{ms}
dif. C-A			1.36 ^{ms}	0.97 ⁺	1.04 ^{ms}

3.2.2 Juvenielpercentages

Onder omstandigheden van stress worden de percentages juveniele wormen kleiner, waarschijnlijk ten gevolge van een verminderde reproductie. Ook bij koloniserende populaties is het percentage juvenielen lager, omdat volgens Hoogerkamp et al. (1983) voornamelijk de adulte dieren verbreiden.

Voor de regenwormen als geheel is geen trend voor of verschil tussen de gereinigde grond en de aangrenzende grond te vinden. Dit beeld verandert aanzienlijk als de analyse voor de epigeïsche en endogeïsche regenwormen afzonderlijk wordt uitgevoerd. Bij de epigeïsche regenwormen wordt het percentage juvenielen kleiner naarmate de gereinigde grond ouder wordt ($P < 0.15$). In het algemeen zijn de percentages juveniele wormen hoger (mediane ratio 1.36, $P < 0.15$) in de gereinigde grond (tabel 6). Daarentegen neemt bij de endogeïsche regenwormen het juvenielpercentage in de gereinigde grond met de leeftijd van de grond significant toe ($P < 0.05$). Ook zijn nu in het algemeen de juvenielpercentages significant lager dan in de aangrenzende grond, alhoewel het verschil marginaal is (mediane ratio 0.97, $P < 0.05$) (tabel 6).

Table 7. Results of the statistical analysis of densities and biomass of earthworms in cleaned soil and the adjacent soil; tests on the development in time en on general differences. For further explanation see par. 2.2.

group/species	trend C	trend C/A	dif. C-A
<i>Density</i>			
Total	0.77*	0.77*	0.22* (0.55)
Tot. adult	0.74*	0.79*	0.19* (0.49)
Tot. juv.	0.84**	0.73*	0.12** (0.57)
Epi. tot.	0.75*	0.77*	0.51** (0.89)
Epi. adult	0.68*	0.82**	0.28** (0.67)
Epi. juv.	0.85**	0.78*	0.58** (1.07)
End. tot.	0.52*	0.50**	0.07** (0.27)
End. adult	0.57*	0.45**	0.10** (0.35)
End. juv.	0.59*	0.56*	0.03* (0.26)
Lc	0.34**	0.41**	0.00* (0.08)
Lr	0.53*	0.50**	0.04* (0.56)
Ac1	0.42**	0.32**	0.00** (0.26)
Ac	0.56*	0.56*	0.05** (0.32)
<i>Biomass</i>			
Total	0.83**	0.88**	0.26* (0.49)
Epi. tot.	0.77*	0.96**	0.41* (0.65)
End. tot.	0.60*	0.53*	0.11* (0.49)

3.3 Dichtheden, biomassa en verticale verdeling

3.3.1 Dichtheden en biomassa

Naarmate de gereinigde grond ouder wordt, is er een significante toename van de regenwormen als gehele groep en van de groep van de epigeïsche regenwormen. Voor de groep van de endogeïsche wormen is deze trend minder duidelijk ($P < 0.10$) (tabel 7, figuur 4).

Over het algemeen blijven de dichtheden voor de regenwormen als gehele groep en voor de groep van de epigeïsche regenwormen in de gereinigde grond significant lager dan in de aangrenzende grond. Voor de groep van de endogeïsche regenwormen zijn de dichtheden in de gereinigde grond verhoudingsgewijs nog lager dan voor de epigeïsche regenwormen, echter de verschillen zijn alleen significant voor de juveniele wormen van deze groep (tabel 7). Ook in de oudere thermisch gereinigde gronden zijn de aantallen van de verschillende onderscheiden groepen in het algemeen nog steeds lager dan in de aangrenzende grond.

Voor de belangrijkste individuele soorten in de gereinigde grond zijn in het algemeen dezelfde trends en verschillen merkbaar, hoewel zoals is te verwachten deze minder vaak significant zijn.

Voor bovenstaande resultaten zijn enige uitzonderingen te melden. In de eerste plaats zijn er twee lokaties waar totale dichtheden in de gereinigde grond groter dan of ongeveer even hoog zijn als in de aangrenzende grond nl. de oudere biologisch gereinigde grond (OL18) en een van de oudere en tevens gecorrigeerde thermisch gereinigde gronden (WB27II). In de tweede plaats verschillen de dichtheden van de juvenielen van de epigeïsche regenwormen niet significant van de aangrenzende gronden. In de oudere thermisch gereinigde gronden komen zelfs nagenoeg evenveel juveniele epigeïsche regenwormen voor als in de aangrenzende grond (median ratio 1.07) (tabel 7).

Voor de analyse van de biomassagegevens is alleen een nader onderscheid gemaakt tussen epi- en endogeïsche regenwormen, omdat zowel de grotere als de kleinere regenwormen in het onderzoek minder belangrijk waren, ten opzichte van de middelgrote regenwormen. Daarom kan worden verwacht dat de biomassa-analyseresultaten sterke overeenkomsten zullen vertonen met die van de dichtheden.

Er zijn significante toenames in biomassa voor de epigeïsche als endogeïsche regenwormen als voor de gehele groep van regenwormen. Ook zijn de biomassa's voor alle groepen significant lager in de gereinigde grond dan in de aangrenzende grond (tabel 7, figuur 5).

Ook op deze resultaten zijn enkele aanvullende opmerkingen noodzakelijk. De oudere biologisch gereinigde grond (OL18) heeft een biomassa die ca. 70% van die in de aangrenzende grond is. In de oudere thermisch gereinigde gronden zijn in twee gevallen (RM5 en WB27II) de biomassa's in de gereinigde grond hoger dan of even hoog als in de aangrenzende grond.

In Appendix II en III zijn respectievelijk de absolute dichtheden en biomassa van alle aangetroffen regenwormsoorten weergegeven.

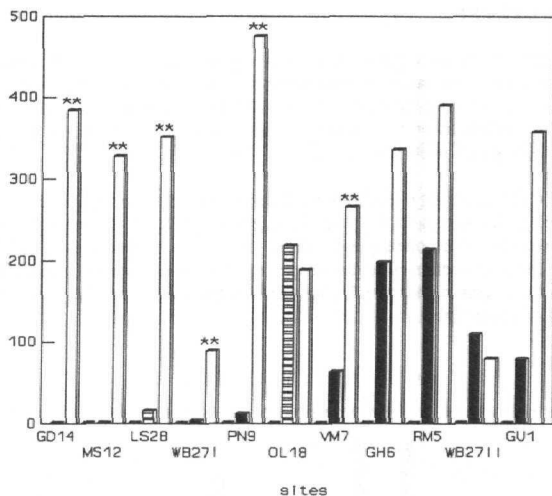


Figure 4. Densities (m^2) of earthworms in biologically cleaned (barred bars) and thermally cleaned (solid bars) soil in comparison with the adjacent soils (open bars). See for further explanation figure 2 and par. 2.2.

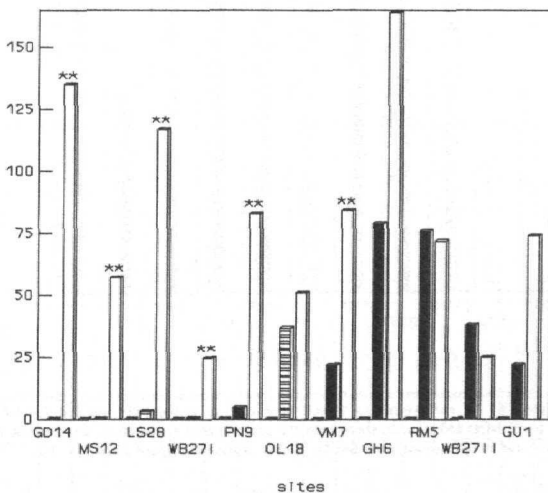


Figure 5. Biomass (gm^2) of earthworms in biologically cleaned (barred bars) and thermally cleaned (solid bars) soil in comparison with the adjacent soils (open bars). See for further explanation figure 2 and par. 2.2.

3.3.2 Verticale verdeling

In een grasland zijn de meeste regenwormen in de toplaag van de bodem te vinden, maar ook dieper zijn nog redelijke aantallen regenwormen aan te treffen. In het onderzoek zijn de toplaag (0-5 cm) en de laag daaronder (5-20 cm) apart bemonsterd. Op deze wijze kan een indruk worden verkregen of er zich een normale verticale verdeling van de regenwormen in de gereinigde grond heeft ontwikkeld.

Voor zowel de epigeïsche als endogeïsche regenwormen als voor de regenwormen als gehele groep geldt, dat naarmate de gereinigde grond ouder wordt, er een toenemend aandeel van de wormen in de ondergrond (dieper dan 5 cm) te vinden is ($P < 0.05$, tabel 8, figuur 6). In het algemeen zijn echter de percentages regenwormen, die dieper dan 5 cm voorkomen, in de gereinigde grond, nog steeds lager dan in de aangrenzende grond, ongeacht leeftijd of groep (tabel 8).

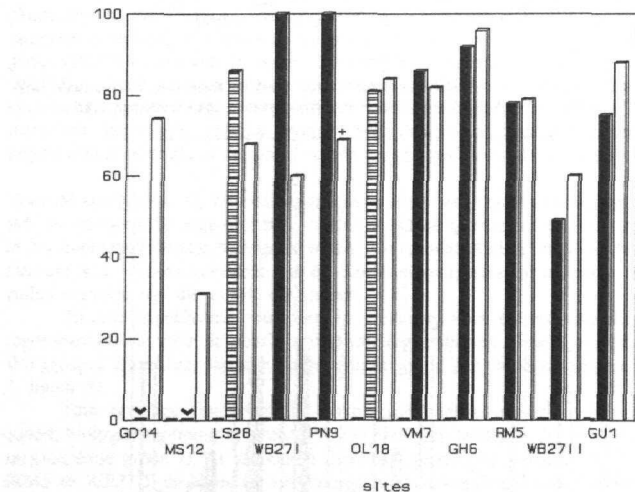


Figure 6. Percentages (%) of earthworms in topsoil (0-5 cm) in biologically cleaned (barred bars) and thermally cleaned (solid bars) soil in comparison with the adjacent soils (open bars). On the first two sites no earthworms (♥) were found in the cleaned soils. See for further explanation figure 2 and par. 2.2.

Table 8. Percentages of earthworms found in the topsoil (0-5 cm) in thermically cleaned and biologically cleaned (bold) soil (C) and in the adjacent soil (A); for further explanation see par. 2.2.

nr	site	Epi.			End.			Tot.			
		ad.	juv.	tot	ad.	juv.	tot.	ad.	juv.	tot.	
1	MS12	A	46	87	81	53	78	67	84	52	74
2	GD14	A	83	80	82	32	28	27	24	36	31
3	LS28	C	-	-	-	80 ⁺	100 ^m	86 ^m	100 ^m	80 ^m	86 ^m
	A	100	95	92	39	65	55	76	47	68	
4	WB27I	C	-	100 ^m	100 ^m	-	-	-	-	100 ^m	100 ^m
	A	86	80	83	63	18	41	72	48	60	
5	PN9	C	100 ⁺	100 ⁺	100 ⁺	-	-	-	100 ⁺	100 ⁺	100 ⁺
	A	78	78	78	34	62	56	70	65	69	
6	OL18	C	93 ^m	94 ^m	94 ^m	50 ^m	61 ^m	58 ^m	83 ^m	75 ^m	81 ^m
	A	90	86	88	40	78	68	84	83	84	
7	VM7	C	93 ^m	83 ^m	91 ^m	80 ^m	60 ^m	73 ^m	77 ^m	96 ^m	86 ^m
	A	85	61	79	80	87	83	84	82	82	
8	GH6	C	100 ^m	92 ^m	93 ^m	89 ^m	75 ^m	85 ^m	91 ^m	95 ^m	92 ^m
	A	96	95	95	100	100	100	96	97	96	
9	RM5	C	74 ^m	91 ^m	84 ^m	82 ^m	40 ^m	64 ^m	79 ^m	77 ^m	78 ^m
	A	86	75	79	76	84	80	80	79	79	
10	WB27II	C	50 ^m	89 ^m	84 ^m	28 ^m	36 ^m	31 ^m	61 ^m	30 ^m	49 ^m
	A	68 ^m	76 ^m	74 ^m	-	-	-	76 ^m	67 ^m	75 ^m	
11	GU1	C	78	99	97	-	87	78	94	63	88
	A	82 ^m	91 ^m	90 ^m	68 ^m	67 ^m	66 ⁺	85 ^m	77 ^m	83 ^m	
mean C		83	83	85	58	64	63	71	68	72	
mean A		-0.87 ⁺	-0.87 ⁺	-0.97 ⁺	-0.10 ^m	-0.90 ⁺	-0.64 ^m	-0.92 ⁺	-0.65 ⁺	-0.78 ⁺	
trend C		-0.85 ⁺	-0.49 ^m	-0.75 ⁺	-0.82 ⁺	-0.12 ^m	-0.90 ⁺	-0.67 ⁺	-0.61 ⁺	-0.84 ⁺	
trend C/A											

3.4 Conclusies vergelijking gereinigde grond en lokale referentie

Er is sprake van een duidelijke ontwikkeling van de regenwormgemeenschap in de gereinigde grond. Naarmate de gereinigde grond ouder wordt, nemen het soortenaantal, de dichtheid, de biomassa, het percentage regenwormen in de ondergrond (dieper dan 5 cm) en het percentage juveniele endogeïsche regenwormen toe. Ondanks deze ontwikkeling gelijkt de regenwormgemeenschap in de oudere gereinigde grond in het algemeen nog niet op die van de aangrenzende grond, de lokale referentie; voor de bovengenoemde aspecten zijn de waarden lager in de gereinigde grond.

Hierop zijn een aantal uitzonderingen, waarbij de ontwikkeling zo snel is geweest dat de regenwormgemeenschap in de gereinigde grond in de meeste aspecten gelijkt op de aangrenzende grond. Dit geldt met name voor een 3 jaar oude biologisch gereinigde grond en voor een c. 7 jaar oude met organisch materiaal gecorrigeerde thermisch gereinigde grond.

4. Vergelijking met regenwormen in zandige graslanden (algemene referentie)

4.1 Inleiding

Zoals in de inleiding van dit artikel (par 1.3) is uiteengezet, moet naast een lokale referentie ook een algemene referentie worden vastgesteld voor de regenwormen in de gereinigde grond voor wat betreft de fysisch-chemische eigenschappen. Hierbij is gekozen voor de textuur als overeenkomstig kenmerk, omdat veel bodemeigenschappen als voedselrijkdom, vocht en zuurgraad hiermee samenhangen. Er is dus gezocht naar literatuurgegevens van regenwormpopulaties in graslanden op zandige, lemige zand-, en zandige leembodems. In de geselecteerde literatuur kon informatie worden verzameld over soortenaantal, diversiteit, evenness, dichtheden, biomassa (tabel 9). Geen of onvoldoende informatie kon worden verzameld over het juvenielpercentage of over de verticale verdeling van de regenwormen.

Bij de interpretatie van de resultaten van de verschillende onderzoeken moeten de grote verschillen in werkwijze in acht worden genomen. Er zijn verschillen in extractiemethode, in bemonsteringsperiode, in aantal monsters, in behandelingen, in de vermelding van alle soorten of niet etc. De belangrijkste verschillen zijn in de tabel opgenomen. Indien over meer gegevens per onderzoek kon worden beschikt is de mediane waarde gepresenteerd. De gegevens uit de literatuur (algemene referentie) worden vergeleken met de gemiddelde regenwormgegevens van de oudere gereinigde gronden (par 4.3). In paragraaf 4.4 worden de lokale en algemene referentie met elkaar vergeleken. Vanwege de onzekerheden en verschillen is statistische toetsing achterwege gelaten. Om toch een vergelijking te kunnen maken zijn de volgende regels toegepast. De oudere gereinigde grond heeft hogere respectievelijk lagere waarden als 75% of meer van de waarnemingen van de oudere biologisch en thermisch gereinigde grond hoger respectievelijk lager waren dan de mediaan van de algemene referentie. In alle andere situaties wordt verondersteld dat de waarden van de oudere gereinigde grond gelijk zijn aan die van de algemene referentie.

4.2 Resultaten vergelijking

4.2.1 Soortenaantal, diversiteit en evenness

Het totaal aantal soorten regenwormen in de gereinigde grond ligt in het algemeen lager dan in de referentiesituatie. Alleen de oudere biologisch gereinigde grond (OL18) en een oudere thermisch gereinigde grond (WB27II) hebben vergelijkbare of hogere waarden (figuur 7a). Het totaal aantal soorten is afhankelijk van de totale oppervlakte die is bemonsterd. Echter ondanks dat in een aantal gerefereerde onderzoeken veel meer monsters zijn genomen, hebben de soortenaantallen in de algemene en lokale referentie vrijwel dezelfde waarde.

De diversiteit en de evenness van regenwormen in de oudere gereinigde grond zijn in het algemeen gelijk aan de algemene referentie. Met name de oudere biologisch gereinigde grond (OL18) en twee oudere thermisch gereinigde gronden (WB27II en VM7) hebben vergelijkbare of hogere waarden (figuur 7b en c).

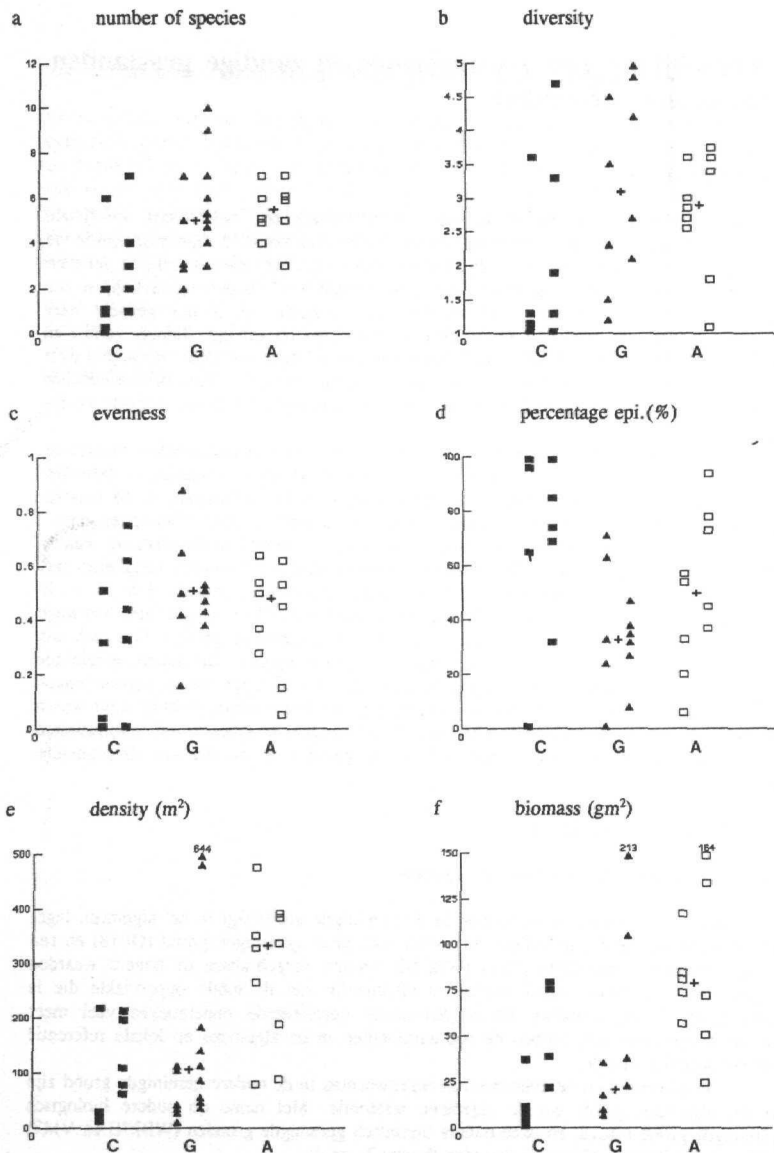


Figure 7. Comparison of number of species (a), diversity (b), evenness (c), percentage epigeic earthworms (d), densities (e) and biomass (fresh/preserved weight) (f) of earthworms in cleaned soil (C, filled squares; left young, right old sites), general and local reference (resp. G, triangles and A, open squares; left natural, right cultural grasslands); + = median.

4.2.2 Soortensamenstelling

In alle gevallen heeft de oudere biologisch en thermisch gereinigde grond een hoger percentage epigeïsche regenwormen en dus nog steeds een lager percentage endogeïsche regenwormen dan de algemene referentie.

In de algemene referentie is *Aporrectodea caliginosa* verreweg de meest dominante soort, gevolgd door *Lumbricus rubellus* (figuur 9). In de oudere thermisch gereinigde gronden daarentegen zijn *Lumbricus rubellus* en *Lumbricus castaneus* de belangrijkste dominante soorten, gevolgd door *Allolobophora chlorotica*. *Aporrectodea caliginosa* komt weliswaar vaak voor, maar is nog niet zo belangrijk (figuur 9). Ook de oudere biologisch gereinigde grond wijkt van de algemene referentie af door een dominantie van *Lumbricus castaneus* en *Allolobophora chlorotica*.

4.2.3 Dichtheden en biomassa

De dichtheden van de regenwormen in de oudere biologisch en thermisch gereinigde grond zijn in het algemeen hoger dan in de algemene referentie (figuur 7e). Voor de biomassa geldt zelfs dat de waarden in de oudere biologisch en thermisch gereinigde gronden beduidend hoger zijn als voor de algemene referenties (figuur 7f).

4.3 Vergelijking algemene en lokale referentie

Soortenaantal, diversiteit en evenness liggen voor de algemene en lokale referentie in dezelfde orde van grootte (figuur 7a, b en c). De dichtheden, biomassa en het percentage epigeïsche regenwormen zijn daarentegen duidelijk hoger in de lokale referentie dan in de algemene referentie (figuur 7d, e en f).

De soortensamenstelling van beide typen referenties vertonen grote overeenkomsten: dominantie van *Aporrectodea caliginosa*, met als codominante soorten *Lumbricus rubellus*, *Aporrectodea rosea* en *Allolobophora chlorotica*. Een verschil is dat de *Lumbricus* soorten, ook *Lumbricus castaneus*, belangrijker zijn in de lokale referentie (figuur 9).

4.4 Conclusies vergelijking gereinigde grond en algemene referentie

In het algemeen verschilt de regenwormgemeenschap van de gereinigde grond wat betreft de soortensamenstelling nog duidelijk van die van de algemene referentie. Met name het soortenaantal en het percentage endogeïsche regenwormen zijn lager in de gereinigde grond. Daarentegen zijn juist de dichtheden en biomassa al hoger in de gereinigde grond dan in de algemene referentie. Op deze algemene conclusie is een uitzondering, nl. een c. 7 jaar oude gecorrigeerde thermisch gereinigde grond, die wat soortensamenstelling betreft niet alleen overeenkomt met de lokale, maar ook met de algemene referentie.

Table 9. Earthworm data from literature concerns cultural and natural grasslands on sands, loamy sands and sandy loams; the median value has been given in case that more information per research has been available, - = no information available; P = permanganate extraction; F = Formalin-extraction; H = hand sorting; for further explanation see par. 2.2.

Source (method nr years, nr sites)	Vegetation (pH)	dens. m ²	biom. gm ²	(co)dominant species	epi. worm (%)	Spec. nr. (S)	Div. (D)	Even (E)
Evans & Guild 1947 (P)	pasture (-)	-	-	Ac Lr Acl Al	27	7	4.2	0.53
Guild 1948 (P)	pasture (-)	36	-	Ac Lt Al Lr	47	10	5.5	0.51
Atlavinyté 1976 (H 2y)	pasture (7.3)	86	-	Ac Lr Ar	38	5	2.7	0.47
Andersen 1980 (HF, 4y)*	pasture (-)	183	23	Ac Ar Acl Al	8	5	2.1	0.38
Van Rhee 1977 (H)** (71.)	pasture (-)	51	-	Ac Lr Acl Al	-	4	-	-
Van Rhee 1975 (H)** (81.)	pasture (-)	113	-	Lr Ac Ar	-	3	-	-
Ma et al. 1990 (HF)***	pasture (4.4)	644	105	Lr Ac Ar	32	6	-	-
Ma 1988 (HF)*	pasture (5.0)	140	-	-	-	-	-	-
Atlavinyté 1976 (H 3y)	natural pasture (6.4)	111	-	Ac Ar Acl Lr	24	5	4.5	0.88
Pierce 1972 (H)	fixed dunes (5.6)	36	18	Ac Dr Acl	33	3	1.2	0.16
	natural pasture (5.3)	35	10	Lr Lc	71	3	2.3	0.65
Breymeyer & Kajak 1976 (-)	natural meadow (-)	107	-	-	-	-	-	-
Nördström & Rundgren 1974 (F)	nat. grassland (6.1)	33	6.9	Ac Do Lr Dr	63	7	3.5	0.42
	Corynephorus heath (6.1)	10	3.5	Ac Ar	0	2	1.5	0.50
Cotton & Curry 1980 (F) ****	pasture (-)	51	38	Acl	-	5	-	-
	pasture (-)	480	213	Acl Sm Al Lt	33	9	4.8	0.43
* information used of lowest manural dose (c. 80 kg N /ha.y); median value for 3 treatments i.e. liquid manure, farmyard manure and fertilizer ** only information used of sites with Cu-concentration in the soil of less than 36 ppm *** median value of 6 different fertilizer treatments (60 kg N/ha.y). **** only information used of treatment with less than 70 m³ pigslurry/ha.y.								

5. Vergelijking met algemeen beeld successie regenwormen (kolonisatiereferentie)

5.1 Inleiding

Naast de vergelijking met de lokale referentie (aangrenzende gronden) en met de algemene referentie is ook een vergelijking gemaakt tussen het kolonisatieproces in gereinigde grond en die omschreven in de literatuur, oftewel de kolonisatiereferentie. De basisvraag is in hoeverre de kolonisatie en successie in de gereinigde grond even snel en op een vergelijkbare wijze verloopt als in andere beginnende gronden.

Er is getracht een redelijk compleet overzicht te verkrijgen van onderzoeken naar de spontane kolonisatie door regenwormen (tabel 10). In de analyse zijn dus niet betrokken de vele entingsproeven met regenwormen, waarvan Curry (1988) een overzicht geeft. De kolonisatie-informatie is ingedeeld en bewerkt naar studies die betrekking hebben op het herstel van enerzijds niet-toplaaggronden, die overeenkomst vertonen met thermisch gereinigde grond, en anderzijds toplaaggronden, die meer overeenkomsten vertonen met biologisch gereinigde grond.

De meeste kolonisatiestudies hebben betrekking op situaties die ontstaan na herinrichting van de dagmijnbouw van bruin- en steenkool, of na herinrichting van mijnpuin van steenkoolwinning. In een groot aantal gevallen wordt een (oude of nieuwe) toplaaggrond opgebracht. In een klein aantal gevallen vindt herinrichting plaats op de kale grond of op het mijnpuin. Naast deze "kolenstudies" zijn er een klein aantal studies die betrekking hebben op andere situaties, bijv. de afwerking van een stortplaats, nieuwe polders, verwerking van bulkafvalstoffen, met name vlieg-as. In geval van afvalstoffen kan al dan niet afdekking met een toplaaggrond hebben plaatsgevonden.

Voor de analyse van de gegevens zijn deze opgesplitst in vijf perioden: 0-1; 2-3; 4-7; 8-15; en 15 jaar en ouder. Voor de gereinigde grond is alleen informatie over de tweede en derde periode, respectievelijk de vroege en de late pionierfase genoemd. Net als bij de vergelijking tussen de gegevens van regenwormen in gereinigde grond met gegevens betreffende de algemene referentie kunnen er verschillen zijn in werkwijze, bijv. wat betreft extractiemethode, het al dan niet vermelden van alle soorten etc. De belangrijkste verschillen staan vermeld in tabel 10. Om een vergelijking te kunnen maken met de gegevens uit het voorliggende onderzoek zijn deze verschillen genegeerd; de vergelijking is dus noodzakelijkerwijs een ruwe benadering. Voor de vergelijking van de gegevens van de gereinigde grond met de kolonisatiegegevens zijn hier dezelfde vergelijkingsregels toegepast als voor de vergelijking met de algemene referentie (par.4.1.).

In paragraaf 5.2 wordt eerst een beeld gegeven van de successie van regenwormen, zoals dat uit de literatuur naar voren komt. Vervolgens wordt dit beeld vergeleken met de gegevens van de gereinigde grond (par. 5.3) en van de lokale en algemene referentie (par. 5.3.4). Het hoofdstuk wordt afgesloten met de belangrijkste conclusies (par. 5.4)

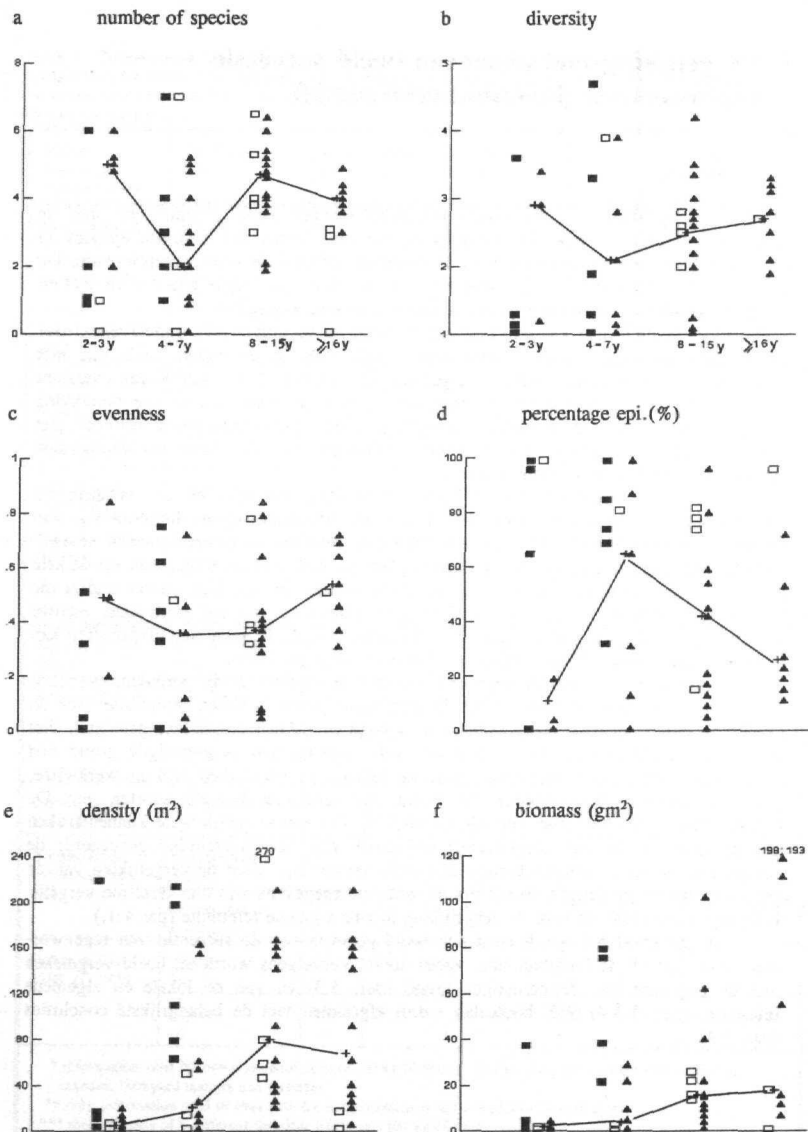


Figure 8. Comparison of number of species (a), diversity (b), evenness (c), percentage epigeic earthworms (d), densities (e), biomass (preserved or fresh weights) (f) of earthworms in four periods in cleaned soil (filled squares) and information from colonization- and succession studies (triangles = topsoils; open squares = non-topsoils; + = median).

5.2 Successie van regenwormgemeenschappen

5.2.1 Algemeen

Bij de interpretatie van de literatuurgegevens doen zich twee problemen voor. Om een beeld te krijgen van de successie van regenwormgemeenschappen in beginnende gronden, topsoils en non-topsoils, moeten gegevens van een beperkt aantal studies worden bijeen gevoegd. Dit heeft het voordeel van een grotere geldigheid van het beeld, maar het nadeel dat belangrijke verschillen uitgemiddeld kunnen worden.

Een tweede probleem is dat afhankelijk van het doel van de studie, beperkte tijdreeksen worden onderzocht. Zo zal men bijvoorbeeld moeilijk koloniseerbare gronden over langere tijdsperioden (moeten) volgen, zodat de oudere informatie gemiddeld betrekking heeft op meer ongunstigere situaties dan de onderzoeksinformatie uit de eerste jaren. Om deze problemen te ondervangen zou de informatie in een aantal relevante groepen kunnen worden opgesplitst, maar hiervoor was de hoeveelheid informatie te beperkt.

Er zal een algemeen beeld van de kolonisatie en successie worden gepresenteerd op basis van alle gegevens, waarna dat beeld voor de successie in met name de soortensamenstelling wordt geanueceerd.

5.2.2 Pioniersoorten en successierouten

Tijdens de successie verandert de soortensamenstelling van de regenwormgemeenschap. In deze paragraaf zullen aan de orde komen wanneer de eerste soorten verschijnen, wat het gemiddelde beeld is van dominante en codominante soorten en welke successierouten zich laten onderscheiden.

Pioniersoorten

In de eerste twee jaren wordt geen kolonisatie geconstateerd of heeft geen onderzoek plaatsgevonden. In het tweede tot en met vijfde jaar vindt de start van de kolonisatie plaats of wordt er voor het eerst onderzoek gedaan. Deze is later en langzamer in non-topsoils dan in topsoils. Een enkele bodem (niet verbeterde ruw tertiaire bodem, overgebleven van dagmijnbouw) wordt nooit of zeer laat gekoloniseerd (Dunger 1968, 1969). In figuur 9 is de gemiddelde relatieve dominantie volgens de literatuur weergegeven. Uit deze grafiek is nog niet direct op te maken welke soorten het eerst worden aangetroffen of vermeld. De primaire koloniserende soorten zijn *Lumbricus rubellus* (7x), *Allobophora chlorotica* (4x) en *Aporrectodea caliginosa* (2x).

Het gemiddelde successiebeeld

Worden alle gegevens samengevat, dan is het algemene beeld dat in de vroegste pionierfase *Allobophora chlorotica* en in mindere mate *Lumbricus rubellus* domineren. In de late pionierfase (4-7 jr) is *Lumbricus rubellus* de meest dominante soort en in mindere mate *Allobophora chlorotica*. *Aporrectodea caliginosa* is vaak aanwezig, maar niet als dominante soort. De diepgravende soort *Aporrectodea longa* is codominant aanwezig in een beperkt aantal gevallen van de pionierfase. In de latere successiestadia blijft *Lumbricus rubellus* belangrijk, maar worden ook de endogeïsche soorten steeds belangrijker. Nu pas treedt ook de diepgravende soort *Lumbricus terrestris* op als codominante soort in een beperkt aantal gevallen.

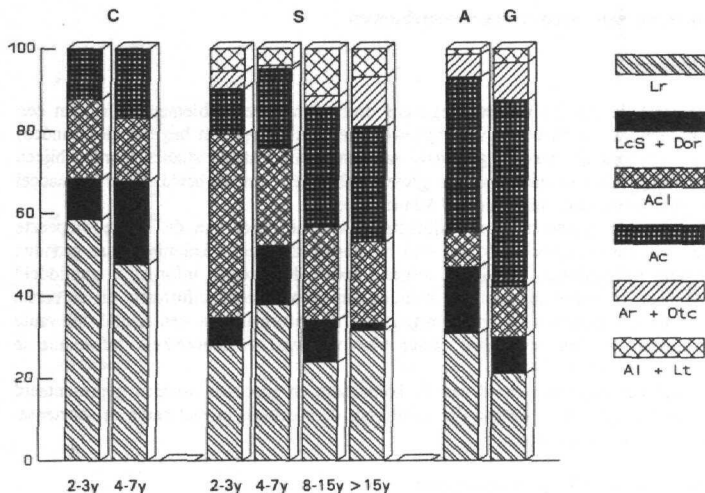


Figure 9. Average relative dominance patterns of earthworms in cleaned soil (C), in the Colonization reference (S) and in the local reference (A) and the general reference (G); for C and S several periods of increasing age have been distinguished; for further explanation see par. 2.2.

De primaire en secundaire successierouten

Het gemiddelde successiebeeld is echter enigszins misleidend en een duidelijker beeld ontstaat als we onderscheid maken naar verschillende typen grond. Enerzijds is er een primaire successieroute met *Lumbricus rubellus* als enige pioniersoort in (drogere?) topsoils en non topsoils en anderzijds is er een secundaire successieroute met *Allolobophora chlorotica* als belangrijkste pioniersoort in goed bewaarde topsoils of verse topsoils (goede bodemstructuur).

Bij de primaire successieroute zijn bij aanvang vrijwel geen regenwormen aanwezig. In bijna alle gevallen wordt de grond het eerst gekoloniseerd door *Lumbricus rubellus*. Op deze regel vormt alleen de successie beschreven door Dunger (1968, 1969) een uitzondering, waar *Aporrectodea caliginosa* de eerste soort is. Mogelijk is hier sprake van een afwijkende situatie, zie verder de discussie. In een aantal gevallen blijft *Lumbricus rubellus* ook in de latere stadia de meest dominante soort; speciaal schijnt dit voor de armere (o.a.) non topsoils situaties te gelden. In een aantal andere gevallen wordt *Aporrectodea caliginosa* en/of *Allolobophora chlorotica* codominant. Primaire successie is een langzaam en dus lang proces.

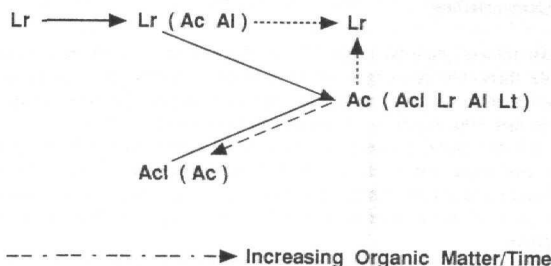


Figure 10. Main pathways of succession for earthworm communities. For abbreviations see par.2.2; O.M. = Organic matter; = regression by heavy manuring; --- = regression by physical soil disturbance; for species abbreviations see par. 2.2.

Een aantal studies waarin *Lumbricus* de dominante pioniersoort is, betreffen strikt genomen geen primaire maar secundaire successie, bijvoorbeeld de studie van kolonisatie van verlaten akkers (Eijsackers 1983). De indruk bestaat, maar de bronnen gaven hierover veelal niet voldoende informatie, dat het hier om drogere gronden gaat met een veelal slechtere bodemstructuur (zandgrond). Dit betekent een relatief grote overeenkomst met ontwikkelende primaire gronden en gemakshalve is alle informatie gekarakteriseerd als betrekking hebbende op primaire successie.

Bij de secundaire successieroute treft men in het eerste successiestadium veelal *Allolobophora chlorotica* aan, maar ook diverse andere soorten. *Allolobophora chlorotica* is een soort die relatief resistent is tegen grondbewerkingen en die ook onder relatief natte (verdichte) omstandigheden kan voorkomen. In latere stadia wordt ook *Aporrectodea caliginosa* (co)dominant. Opvallend is dat *Lumbricus rubellus/festivus* pas na langere tijd als (co)dominante soort optreedt. Deze gronden worden gekenmerkt door een regenworm-gemeenschap die gedomineerd wordt door endogeïsche regenwormen. De secundaire successie verloopt relatief snel en duurt korter.

5.3 Vergelijking gereinigde grond en kolonisatiereferentie

5.3.1 Soortenaantal, diversiteit en evenness

In de vroege pionierfase zijn het soortenaantal, de diversiteit en de evenness in de gereinigde grond lager dan de kolonisatiereferentie, terwijl deze in de late pionierfase ongeveer gelijk zijn aan de kolonisatiereferentie. De lagere waarden in de periode 2-3 jaar zal in par. 5.3.2 worden toegelicht. Alleen de oudere biologisch gereinigde grond in deze periode vertoont reeds hogere waarden.

Een vergelijking tussen topsoils en non top soils met de gereinigde grond kan alleen voor het soortenaantal worden gemaakt. Dan blijkt de gereinigde grond meer overeen te komen met de non-topsoils dan met de topsoils in de kolonisatiestudies (fig. 8a, b en c).

5.3.2 Soortensamenstelling

De twee successierouten geschetst in par. 5.2.2 zijn ook in de gereinigde grond waarneembaar. In de thermisch gereinigde grond overheerst de primaire successieroute met *Lumbricus rubellus* en in de jonge biologisch gereinigde grond is sprake van de secundaire successieroute met *Allolobophora chlorotica*, als belangrijkste pionier.

Er zijn ook een aantal kleine verschillen. In de thermisch gereinigde grond wordt ook *Lumbricus castaneus* codominant, terwijl in de kolonisatiereferentie de geslachten *Dendrobaena/Dendrodriilus* codominant zijn. Ook de diepgravende soorten spelen in late pionierfase nog geen rol van betekenis, terwijl dat wel in beperkte mate het geval is in de kolonisatiereferentie.

Het grotere aantal onderzochte thermisch gereinigde gronden wordt ook weerspiegeld in hogere gemiddelde percentage epigeïsche regenwormen in de gereinigde grond. Dit verklaart tevens het lagere soortenaantal, diversiteit en evenness in de vroege pionierfase in vergelijking met de kolonisatiereferentie.

5.3.3 Dichtheden en biomassa

Voor de periode 2-3 jaar liggen de dichtheden en biomassa in dezelfde orde van grootte als voor de kolonisatiereferentie, terwijl deze daarentegen voor de volgende perioden in het algemeen hoger liggen dan in de kolonisatiereferentie. Dit geldt zowel voor de absolute als voor de relatieve dichtheden (tabel 10). De oudere biologisch gereinigde grond in de periode 2-3 jaar is een duidelijke uitzondering op deze regel; dichtheden en biomassa zijn al zeer hoog in vergelijking met de gegevens uit de literatuur. De dichtheid en biomassagegevens in de gereinigde grond sluiten nu beter aan de topsoilgronden dan bij de non-topsoilgronden van de kolonisatiereferentie.

5.3.4 Vergelijking algemene en lokale referentie met de kolonisatiereferentie

In de discussie zal nader worden ingegaan in hoeverre de oudere gegevens van de kolonisatiereferentie al een stabiel eindbeeld van de successie weergeven. In hoeverre komen de oudere perioden in de kolonisatiereferentie overeen met de algemene en lokale referentie? Bij de vergelijking wordt er vanuit gegaan dat het om vergelijkbare reeksen van situaties gaat.

De latere fasen onderscheiden in de kolonisatiereferentie (> 8jr) gelijken nog niet geheel op de lokale en algemene referentie. De belangrijkste verschillen zijn dat in de latere fasen van de successie *Aporrectodea caliginosa* minder dominant is en dat *Aporrectodea rosea* veel minder belangrijk en de diepgravende soorten meer belangrijk zijn dan in de lokale en algemene referentie (figuur 9).

5.4 Conclusies vergelijking gereinigde grond met kolonisatiereferentie

Uit de literatuur komt naar voren dat er enerzijds sprake is van een lange primaire successieroute in beginnende, drogere gronden, waarin *Lumbricus rubellus* de enige pioniersoort is en anderzijds van een korte secundaire successieroute vnl. in vochtigere verplaatste topplaaggronden, waarin vnl. *Allolobophora chlorotica* de belangrijkste pioniersoort is.

De ontwikkeling in de thermisch en biologisch gereinigde grond vertoont een redelijk goede overeenkomst met respectievelijk deze primaire en secundaire successieroute. Opvallend verschil is wel dat voor de oudere gereinigde grond dichtheden en biomassa duidelijk hoger zijn dan in de kolonisatieresferentie. Voorts zijn er enige kleine verschillen in soortensamenstellingen.

Table 10. Compilation of colonization- and successions studies of earthworms in different types of soils (resp. topsoils after opencast coalmining (OCM), topsoils on other materials, on coal mining spoils and on other non-topsoils); - = no information available; DE = dry extraction; F = formalin extraction; H = hand sorting; T = transversal research; L = longitudinal research; y = years; s = sites; 1xC = single cultivation; 2xC = repeated cultivation; NC = not cultivated; C = cultivated; A = ameliorated; NA = not ameliorated; (density/biomass) = relative values in comparison with a general reference; S = total number of species; D = Diversity; E = Evenness; (S,D,E) = partial information available; maximum values for D and E; minimum value for S.

source (methods, yr, nr locations)	soil type (pH)	managem./vegetation	age (yr)	density (rel.)	biomass (rel.)	species composition	% epi.	S	D	E
Dunger (1968,-1969) (H+F; T+L; 1-3y; 1-2s)	mixed topsoil-tertiary subsoil OCM (5.5)	mixed grassl.-forest (alder/poplar)	4	5(2)	1.3(4)	Ac	0	1	1.0	0.00
			7	159(74)	9.9(31)	Do Ac Ar Ot	87	2.7	1.3	0.12
	topsoil OCM (6.8)	(poplar/pine)	12	165(76)	40(125)	Do Ac Lr Ar Ot	59	4.8	2.2	0.29
			12	-	4.2	Do Ac	80	2	1.1	0.05
Hutson (1980) (DE,T+L; 2y; 3s)	topsoil OCM (5.8)	(alder/poplar)	16	92	22	Ac Acl Lr Ar	17	5	2.6	0.41
		(poplar/pine)	16	-	55	Ot Lr Do	21	3	2.1	0.54
	topsoil OCM (5.6)	mixed grassl.-forest	4	0	0	-	-	-	-	-
		grassland	2	11(11)	4.5(16)	Acl Al	0	2	1.2	0.20
Standen et al. (1982) (F;T; 2-5s)	topsoil OCM (6.6)	grassland	11	33(33)	15(55)	Acl Lr Al Lr Ot	42	6	4.2	0.64
			7	159(102)	29(35)	Acl Ac Lr(r?)	13	(4)	(2.1)	(0.36)
	Derbysh. (F;T+L; 1-2y; 1-2s)	grassland	10	161(103)	62(74)	Ac Acl Lr(r?)	13	(4)	(2.0)	(0.34)
			19	204(130)	111(133)	Ac Lr(r?) Acl	23	(4)	(1.9)	(0.31)
Armstrong & Bragg (1984) (F;T+L; 1-2y; 1-2s)	topsoil OCM (6.4)	grassland	34	222(142)	198(237)	L(r?) Ac Acl	55	(4)	(3.1)	(0.69)
			1	0	0	-	-	-	-	-
	Durham	grassland	9	154(54)	102(94)	L(r?) Ac Acl	45	(4)	(3.5)	(0.84)
			21	137(48)	193(179)	L(r?) Ac Acl	72	(4)	(3.2)	(0.72)

source (methods, nr year, nr locations)	soil type (pH)	managem./ vegetation	age (yr)	density (rel.)	biomass (rel.)	species composi- tion	% epi.	S	D	E
	topsoil OCM (6.0)	grassland	8	6	1.4	Acl Ae	0	(2)	(1.1)	(0.07)
	Wales		13	25	6.2	L(rf) Ae Acl	54	(4)	(3.0)	(0.79)
			19	30	7.0	Ae Acl L(rf)	26	(4)	(3.2)	(0.69)
Ruehion (1986) (F;T;58)	topsoil OCM (6.7)	grassland	2	20(?)	?	Acl Lr Ae Al	?	5	?	?
			7	?	?	Acl Al Ae	?	3	?	?
			15	?	?	Al Acl Ae Ar	?	4.7	?	?
Scullion et al. 1988a (F;T;24)	topsoil OCM (-)	grassland C	2	1(2)	0.2(2)	Acl Ae Ot Lrf	0?	(5)	(3.4)	(0.84)
		NC	2	10(25)	2.0(22)	Acl Ae Ot Lrf	19	(5)	(2.9)	(0.49)
Scullion et al. 1988b (F;T+L- ;37y;1-66)	topsoil OCM (6.1)	grassland 1xC	5	60	22	Lrf Acl Ae Ot	65	(5)	(3.9)	(0.72)
	Hirvaun	2XC	5	15	5	Acl Lrf Ae Ot	31	(5)	(2.8)	(0.46)
	topsoil OCM (6.4)	grassland NC	14	23	5	Acl Ae Ot Lrf	11	(5)	(2.8)	(0.44)
	Bryngwyn	grassland NC	14	62(71)	16(45)	Acl Ae Ot Lrf	9	(5)	(2.3)	(0.32)
			19	68(78)	16(45)	Acl Ae Ot Lrf	16	(5)	(2.5)	(0.37)
		grassland C	14	41(43)	12(27)	Acl Ae Ot Lrf	5	(5)	(2.5)	(0.37)
			19	46(48)	12(27)	Acl Ae Ot Lrf	16	(5)	(2.8)	(0.46)
Van Rhee (1969) (H;1y;66)	new polder (-)	orchards	26	215	-	Lr Ar Ae Acl	55	4	2.6	0.54
Satchell & Stone (1977) (F;1y;78)	topsoil on fly- ash (-)	grassland	15?	211(224)	-	Ae Ll Al Lr Ar	17	6.4	3.4	0.39
Brockmann et al. (1980) (F;1y;25)	topsoil on refuse tip (-)	pioneer vege- tation?	3	5	-	Lr Do Dr Oc Et	-	6	-	-
			5	5	-	Lr Do Lc Dr Et	-	5	-	-

source (methods, nr year, nr locations)	soil type (pH)	managem./vegetation	age (yr)	density (rel.)	biomass (rel.)	species composition	% epi.	S	D	E
Eijssackers (1983) (H:L:8?)	abandoned arable field (4.8)	natural grassland	4	26	-	Lr	100	1	1.0	0.00
			6	55	-	Lr Ac	-	2	-	-
			8	142	-	Lr Ac Do Le	96	4	1.1	0.08
Dunger (1968, 1969) (H+P:- T+L:1-3y;1-2s)	tertiary subsoil (5.5) (3.0)	mixed grassland/forest (poplar/birch) A	14	-	14	Ac Ot Lr	15	3	2.6	0.78
			25	0	0	-	-	-	-	-
Hutson (1972) (DE:1y;1s)	black/red shale (-)	grassland	2	0	0	-	-	-	-	-
Hutson (1980) (DE:L2y;1s)	black/red shale (6.5)	mixed grassland/forest	4	0	0	-	-	-	-	-
Sanden et al. (1982) (F:T:4-5s)	shale (4.9)	mixed woodland/grassland/birch/gorse	14	59(31)	24(45)	Lr Lr Ac Al Lf	78	3.8	2.0	0.37
			63	18(9)	18(35)	Lr Lr Lf Le Ac	96	3.3	2.7	0.51
Satchell & Stone (1977) (F:T:7s)	fly-ash (c. 8.3)	pioneer vegetation/grassland	4	14(15)	3.2(4)	Lr Lr Ac Al Lf	81	7	3.9	0.48
			8	80(85)	16(19)	Lr Dr Ac Lf	82	6.5	2.8	0.32
			11	47(50)	24(28)	Lr Lf Lr Ac Dr	77	5.3	2.6	0.39
Huhta (1980) (-:L:3y)	activated sludge (-)	pioneer vegetation?	3	-	2	-	-	-	-	-
Eijssackers et al. (1983b) (-:T:5s)	fly-ash (10.1) (8.2) (7.9)	(-)	3	1(1)	-	Lr	100	1	-	-
			4	50(14)	-	Lr Ac -	-	2	-	-
			15	270(76)	-	Lr Ac -	-	4	-	-

6. Synthese

6.1 Inleiding

De gegevens van de regenwormen in de gereinigde grond zijn achtereenvolgens vergeleken met de lokale en algemene referentie en met de kolonisatiereferentie. In hoeverre stemmen nu de conclusies van de verschillende vergelijkingen overeen en in hoeverre is nu een algemene uitspraak over het ecologisch herstel mogelijk? In de volgende paragrafen zullen de verschillen en overeenkomsten op een rijtje worden gezet (tabel 11), waarbij in positieve zin afwijkende lokaties apart (in de tabel) worden vermeld.

Table 11. Overview of general results and exceptions (sites) of the comparisons of earthworms in the cleaned soils (nr. 5-11, table 1) in comparison with the local reference (adjacent soil), the general reference and the colonization reference; < : lower than the reference; > : greater than the reference; = equivalent with the reference; ≠ : not equivalent with the reference; Species composition: more and (less) dominant species are given and the sites which have equivalent number of common species (relative density < 2%).

	Local reference	General reference	Colonization reference	
Number of species (S)	<	<	=	
	OL18 WB27II	OL18 WB27II		>
Diversity (D)	< =	=	=	
	OL18 WB27II GH6	OL18 WB27II VM7		>
Evenness (E)	> =	=	=	
	(RM5)	OL18 WB27II VM7		(<) >
% Epigeic earthworms	>	>	(>) =	
	OL18 WB27II GH6	WB27II		=
Species composition	≠	≠	≠/ =	
	Lr Lc (Ac Ar Acl Al)	Lr Lc (Ac Ar Acl Al)	Lc (Al)	more (less)
	OL18 WB27II GH6 RM5	not relev.		= common species
Density	<	>	>	
	OL18 WB27II			> =
Biomass	<	>	>	
	WB27II RM5			> =

6.2 Herstel van regenwormgemeenschappen in gereinigde grond

Het herstel van de regenwormgemeenschappen in de gereinigde grond kan worden beoordeeld op hoe het herstelproces, de kolonisatie en successie, verloopt en hoe deze gemeenschappen zich verhouden ten opzichte van het streefbeeld, in dit geval de lokale en algemene referentie.

In het algemeen kan worden gesteld dat de kolonisatie en successie van de gereinigde grond, rekening houdend met de verschillende kolonisatieroutes normaal lijkt te verlopen. De successie van thermisch gereinigde grond verloopt via de langzamere primaire successieroute, terwijl de successie van de biologisch gereinigde grond via de snellere secundaire successieroute verloopt.

Ten aanzien van twee aspecten lijkt de successie van gereinigde grond enigszins anders. De gemiddelde samenstelling van (co)dominante soorten wijkt af door grotere (co)dominantie van *Lumbricus castaneus* en nog geen (co)dominantie van *Aporrectodea longa*. Deze afwijking is goed verklaarbaar aangezien deze beide soorten ook in de aangrenzende gronden respectievelijk meer en minder voorkomen. Het tweede verschil zijn de hogere dichtheden en biomassa's van regenwormen in de oudere gereinigde grond dan in de kolonisatierferentie. Hier wordt volstaan met de constatering dat dit als een versnelde kolonisatie kan worden beschouwd. In de discussie zal nader worden ingegaan op de betekenis van deze hogere aantallen.

Voor de beoordeling of herstel uiteindelijk is opgetreden of hoever het herstelproces nu gevorderd is, is informatie verzameld van zowel de algemene als de lokale referentie. In het algemeen kan voor de gereinigde grond worden gesteld dat de successie nog niet voltooid is, met uitzondering van het aspect van de dichtheden en biomassa terwijl voor enkele lokaties ook de soortensamenstelling al weer is hersteld.

Wat betreft de dichtheden en biomassa's bestaat een tegenstrijdig beeld: de waarden in de gereinigde grond zijn gelijk tot lager dan de lokale referentie, maar hoger dan de algemene referentie (tabel 11). De algemene referentie is als een minimumniveau voor dichtheden en biomassa's te beschouwen, zodat kan worden gesteld dat ten aanzien van deze aspecten wel herstel is opgetreden. In de discussie zal worden ingegaan op de invloed van de omgeving als mogelijke oorzaak van de hogere dichtheden en biomassa's. Met name de soortensamenstelling van de gereinigde grond is afwijkend van de lokale en algemene referentie. Hierop zijn echter twee uitzonderingen. Met name de lokaties (WB27II, OL18) komen zowel wat betreft de diversiteit, het aantal (algemene) soorten als de percentages epigeïsche regenwormen overeen met de lokale referentie. In het geval van de lokatie WB27II is er ook overeenkomst ten aanzien deze aspecten met de algemene referentie. Bij deze twee lokaties is er sprake van toevoeging van organische stof tijdens het reinigingsproces of als corrigerende maatregel.

In deze twee gevallen zou van een respectievelijk lokaal en algemeen herstel kunnen worden gesproken. In de discussie zal nader worden ingegaan op deze toch snel herstellende lokaties en op de vraag welke informatie nodig is om een keuze te maken van de eindbeeldreferentie.

7. Discussie

7.1 Inleiding

Ecologisch herstel is in de inleiding omschreven als de terugkeer van een nieuw, ongestoord en compleet graslandecosysteem, dat bepaald wordt door zowel de eigenschappen van de gereinigde grond zelf als door de eigenschappen van de omgeving, binnen een aanvaardbare termijn en op een normale wijze.

Voor de regenwormen houdt dat onder andere in dat tijdens en na beëindiging van het herstelproces een goed functionerende populatie aanwezig moet zijn en dat er uiteindelijk sprake moet zijn van een complete gemeenschap. De vraag of dit het geval is voor de gereinigde grond en de vraag welke situatie als referentie voor het streefbeeld moet worden gehanteerd, dienen nader te worden geanalyseerd met behulp van kennis omtrent de populatiedynamica (par.7.2) en successie (par.7.3). Herstelonderzoek is niet alleen van toegepast of technisch belang, maar kan ook een belangrijke functie hebben bij het genereren en toetsen van ecologische theorieën. In feite is dit een van de weinige situaties binnen de ecologie waarin synthetisch onderzoek kan worden uitgevoerd (Jordan III et al. 1987). Bradshaw (1987) noemt het herstelonderzoek zelfs "the acid test of ecological theory". Alhoewel het onderzoek naar het herstel van gereinigde grond beschrijvend van aard is, worden op basis van de resultaten van het veld- en literatuuronderzoek enige algemene ideeën geformuleerd betreffende de successie van regenwormen (par. 7.3.2). In de volgende paragraaf (7.4) wordt nader ingegaan op de keuze van de referentie en afsluitend (par. 7.5) wordt ingegaan op het ecologisch herstel in relatie tot de thermische en biologische reinigingsmethode en de corrigerende maatregelen.

7.2 Populatiedynamica van regenwormen in gereinigde grond

Volgens de populatiedynamica wordt de grootte van een populatie bepaald door toename ten gevolge van geboorte en immigratie en afname ten gevolge van sterfte en emigratie. Een goed functionerende regenwormpopulatie veronderstelt in de eerste plaats dat de gereinigde grond zelfstandige populaties kan bevatten. Dit houdt in dat de aanwas voornamelijk plaatsvindt door geboorte. In hoeverre houden nu de regenwormpopulaties in de gereinigde grond zichzelf in stand of gebeurt dat door substantiële immigratie?

Deze vraag is mede relevant omdat, zoals uiteengezet in par. 2.1., alle thermisch gereinigde gronden residuen bevatten van zware metalen en in een aantal gevallen sprake is van verdichting en verdroging. Dit zijn alle factoren, die een negatieve invloed hebben op het voorkomen van regenwormen.

Eerst zal worden ingegaan op de vraag welke informatie wel en niet over de reproductie in de gereinigde grond aanwezig is, waarna theoretisch wordt nagegaan hoe snel een regenwormpopulatie zou kunnen zijn opgebouwd in de gereinigde grond en tenslotte zal in deze paragraaf worden nagegaan welke invloed immigratie heeft op de keuze van de referentie.

Het beste bewijs voor reproductie ter plekke is de aanwezigheid van coccons. Deze informatie is echter in het onderzoek niet verzameld en ook in andere kolonisatieonderzoek wordt hier weinig aandacht aan besteed. De aanwezigheid van juveniele dieren, uitgedrukt in een juvenielpercentage, is een tweede goede parameter voor de reproductie.

Maar het kan niet worden uitgesloten dat ook de populatie van juveniele regenwormen voornamelijk door immigratie is ontstaan. In veel diergroepen vindt dispersie vnl. plaats door de juveniele stadia. Echter volgens Hoogerkamp et al. (1983) zijn het bij regenwormen vnl. de adulte dieren die verbreiden. Dit zou een lager juvenielpercentage in de kolonisatiepopulatie ten gevolge hebben.

In het voorliggende onderzoek is echter het percentage juveniele epigeïsche regenwormen in de gereinigde grond (77%) niet significant verschillend in vergelijking met de bronpopulatie (64%). Daarentegen hebben de endogeïsche regenwormen in de gereinigde grond wel een significant lager juvenielpercentage (42%) in vergelijking met de bronpopulatie (55%). De gegevens van de epigeïsche regenwormen en endogeïsche regenwormen zijn respectievelijk niet en wel in overeenstemming met de veronderstelling van Hoogerkamp et al. (1983). Voorts kan men ten aanzien van de endogeïsche regenwormen afvragen of het lagere juvenielpercentage in de gereinigde grond, niet veroorzaakt wordt door het slechtere voedselaanbod in de gereinigde grond ten opzichte van de aangrenzende grond.

De gemiddelde verdubbelingstijd voor een populatie van *Aporrectodea caliginosa* is 5 tot 10 maanden (Van Rhee 1969, Hoogerkamp et al. 1983) en voor *Allolobophora chlorotica* c. 6 maanden (Van Rhee 1969). Voor *Lumbricus rubellus* is dit ongetwijfeld korter. Indien als globaal gemiddelde voor de gehele regenwormgemeenschap een verdubbelingstijd van 6-7 maanden wordt gehanteerd en wordt uitgegaan van een beginpopulatie van 2 dieren en van een eindsituatie van 100-200 dieren per m², dan kan dit eindniveau reeds bereikt worden na c.3,5-4 jaar. Herstel van de populatie-omvang van regenwormen in reeds bestaande systemen (na droogte en vorst; na zoute overstroming; na overmatig zware bemesting e.d.) ligt in de orde van grootte van 2-3 jaar (Andersen 1980, Pearce & Pearce 1979, Van Rhee & Nathans 1973).

De theoretische populatieontwikkelingsduur en de herstelduur van bestaande regenwormpopulaties na natuurlijke verstoringen komen redelijk overeen, als rekening wordt gehouden met de grotere begindichtheden bij de natuurlijke herstelsituaties. Ook een biologisch gereinigde grond vertoont reeds na 3 jaar een qua dichtheden herstellende populatie. De regenwormpopulaties in de thermisch gereinigde gronden en in de meeste gerefereerde kolonisatie- en successieonderzoeken behalen niet zo snel zulke hoge dichtheden. De ontwikkeling is veel langzamer en blijft voor de gerefereerde onderzoeken op een veel lager niveau. Dit hangt waarschijnlijk samen met het lagere voedselrijkdomniveau van de primaire gronden in vergelijking met de secundaire gronden. Het beeld voor de gereinigde grond kan geflatteerd zijn door substantiele immigratie, zoals hieronder zal worden uiteengezet. Wel is de stijgende dichtheid in de gereinigde grond, naarmate die ouder wordt, een indicatie dat er in ieder geval reproductie plaatsvindt.

Over de immigratie van de regenwormen in de gereinigde grond is in het kader van dit onderzoek geen informatie verzameld. Ook in de literatuur is hierover weinig te vinden. Wel lijkt het aannemelijk dat er met toenemende grootte van het onderzoeksgebied, immigratie een afnemende rol speelt in de populatiedynamiek en in het algemeen de afstand tussen bron en monsterpunt ook toeneemt. In de meeste gerefereerde kolonisatiestudies, zoals vermeld in H.5, is ook sprake van grotere oppervlakten. Zelden wordt vermeld waar de monsterpunten lagen. De monsterpunten in het voorliggend onderzoek lagen alle, zoals in par. 2.2. uiteengezet, binnen 10 meter van de kolonisatiebron, zodat immigratie mogelijk wel een rol van betekenis kan spelen, gezien de dispersiecapaciteiten van deze groep (Van Rhee 1969, Hamblyn & Dingwall 1945, Nielsen 1951, Hoogerkamp

et al. 1983). Ook na korte hevige regenbuien kunnen grote hoeveelheden regenwormen migreren.

Ook de hogere dichtheden en biomassa's van de regenwormen in de gereinigde grond in vergelijking met de kolonisatierferentie en met de algemene referentie lijken een aanwijzing dat immigratie mogelijk substantieel was.

Met betrekking tot de biomassagegevens kan sprake zijn van een systematische fout, omdat in dit onderzoek is uitgegaan van schoon versgewicht, terwijl in de gerefereerde onderzoeken gebruik wordt gemaakt van gewichten van geconserveerde dieren. Conservering leidt in het algemeen tot gewichtsverlies van c. 25 % (Dunger 1968), maar daar staat tegenover dat geconserveerde dieren nog een aanzienlijke hoeveelheid grond in hun maag kunnen hebben, c. 10-26 % (van het versgewicht) (Bouché 1966, cit. in Dunger 1968). In het voorliggende onderzoek is aangenomen dat deze effecten elkaar neutraliseren en dat versgewichten en geconserveerde gewichten vergelijkbaar zijn.

Er zijn diverse aanwijzingen dat de regenwormpopulaties in de gereinigde grond, wat betreft de reproductie goed functioneren. Maar ook zijn er aanwijzingen dat immigratie van regenwormen in de gereinigde grond in samenhang met de geringe grootte van de onderzoekslocaties substantieel is. Bovendien moet rekening worden gehouden met negatieve effecten van met name de residuen in de gereinigde grond.

Om een definitief oordeel te kunnen geven of er sprake is van goed functioneren, dus zichzelf instandhoudende regenwormpopulaties en om een gefundeerde keuze te kunnen maken van een referentie is aanvullend onderzoek noodzakelijk naar de omvang van de immigratie van zowel adulte als juveniele regenwormen als naar de reproductie (coccons) en sterfte van regenwormen in gereinigde grond in relatie tot voedselrijkdom, residuen, verdichting e.d.

7.3 Successie van regenwormgemeenschappen

7.3.1 Successie van regenwormen in gereinigde grond

Naast de vraag of er sprake is van een goed functionerende regenwormpopulatie is een tweede belangrijke vraag in hoeverre bij de verschillende oudere gereinigde gronden al sprake is van een complete regenwormgemeenschap. Welke referentie moet hiervoor worden gebruikt en als de successie nog niet is voltooid wanneer zou het eindresultaat kunnen worden verwacht? Onder een complete gemeenschap wordt verstaan een gemeenschap die qua diversiteit, aantal gewone soorten én qua dominantiepatroon overeenkomt met de referentie.

Een eerste probleem is dan welke informatie als referentie voor het eindbeeld te beschouwen is. De dispersie van regenwormen vindt plaats over (en door) de grond en de regenwormen in de gereinigde grond moeten dus wel uit de directe omgeving komen. Dit in tegenstelling tot andere bodemfauna groepen, waarvan transport vaak ook actief of passief (phoresie, wind) door de lucht plaatsvindt. Voor de beoordeling van het aantal gewone soorten in de gereinigde grond is dus kennis van de regenwormgemeenschappen in de directe omgeving noodzakelijk. Belangrijke implicatie hiervan is dat over herstel nooit een uitspraak kan worden gedaan als de directe omgeving niet in beschouwing is genomen. Dit geldt ook voor de diversiteit en het dominantiepatroon als immigratie substantieel is. Aangezien dit laatste niet bekend is, zijn de gemeenschapskenmerken vergeleken met zowel de lokale als algemene referentie.

Van belang is ook bij de beoordeling van het herstelproces de verschillende mogelijke successierouten te onderscheiden in relatie tot de reinigingsmethode. Indien dit onvoldoende wordt onderkend kunnen grove beoordelingsfouten worden gemaakt.

Uit de vergelijking van de gereinigde grond met de algemene en de lokale referentie en met de kolonisatiereferentie blijkt dat in het algemeen het herstelproces normaal lijkt te verlopen maar het eindbeeld in de meeste situaties nog niet bereikt is. In beide referenties voor het eindbeeld overheersen de endogeïsche soorten, met name *Aporrectodea caliginosa* en *A. rosea*. Ook voor Nederlandse graslanden in het algemeen wordt door Van Rhee (1970) een dominantie vermeld van *A. caliginosa*. De volgende fase in de successie van de gereinigde grond zou dus een verschuiving moeten laten zien, waarbij de epigeïsche groep minder en de endogeïsche groep meer belangrijk wordt. In het voorliggend onderzoek lijken het afnemende percentage van juveniele epigeïsche regenwormen en het toenemend percentage van de juveniele endogeïsche regenwormen, alsmede de verschuiving in de verticale verdeling van alleen in de toplaag tot ook dieper in het bodemprofiel indicaties dat de successie in de gereinigde grond inderdaad in bovengenoemde richting is.

Wanneer zou het eindstadium in de successie van de regenwormen in de gereinigde grond kunnen worden verwacht? In de gerefereerde kolonisatie- en successie-onderzoeken hebben Standen et al. (1982) de langste successieduur onderzocht; de oudste lokatie was 85 jaar oud (zie tabel 10). Zelfs dan blijkt de eindsituatie nog niet te zijn bereikt, met name de diepgravende regenwormen hebben dan nog lage dichtheden.

Een andere wijze om een schatting te verkrijgen over wanneer het eindstadium in de successie van de regenwormen kan worden verwacht, is door een beeld te krijgen van wanneer de abiotische successie van het beheerde grasland in de eindfase geraakt.

In het algemene successiebeeld startend op een niet begroeide minerale bodem domineren de grassen reeds na 5-10 jaar (bijv. Brown & Southwood 1987). Indien het beheer op instandhouding en gebruik van het grasland gericht is, veranderen de dominante soorten van de vegetatie niet meer, maar neemt het organisch stofgehalte nog wel toe, tot op het moment dat er een balans ontstaat tussen input van dood organisch materiaal en de afbraak ervan in de bodem. De accumulatie van organische stof in de bodem tijdens een successie duurt voor een grasland ca. 100 jaar (Richardson 1938, cit. in Swift et al. 1979) en voor bossystemen van 100 tot 1000 jaar (Crocker & Major 1955, Dickson & Crocker 1953, cit. in Swift et al. 1979, Olson 1958).

De toename van de koolstofgehalten in de gereinigde grond ligt in dezelfde orde van grootte als vermeld door Swift et al. (1979) voor normale beginnende gronden. Als wordt uitgegaan van een evenwichts organisch stof percentage van 3% voor zandgronden (Edelman 1984), dan zou dit percentage pas na minimaal c. 40 jaar kunnen worden bereikt.

Op basis van de literatuurgegevens en van eigen gegevens blijkt dus dat de bodemontwikkeling, i.c. de accumulatie van organische stof, langere tijd in beslag neemt, dan de ontwikkeling van het beheerde grasland. Herstel van de dominante kenmerken van de vegetatie betekent dus nog niet het herstel van het bodemecosysteem.

7.3.2 Pioniersoorten en successiemechanismen

In het algemeen worden *Lumbricus rubellus*, *Aporrectodea caliginosa* en *Allolobophora chlorotica* als typische pioniersoorten gezien (bijv. Curry 1988, Eijssackers 1983). Uit de analyse van de kolonisatie- en successieliteratuur in H5 blijkt echter dat *Aporrectodea*

caliginosa mogelijk niet zo'n typische pioniersoort is. Successie van regenwormgemeenschappen lijkt (in de koudere gematigde soortenarme gebieden) via twee houfdrounten te verlopen: in beginnende of drogere gronden een lange primaire successie met *Lumbricus rubellus* als enige pioniersoort en voor meer natte verplaatste top laaggronden gronden een kortere antropogene secundaire successie met *Allolobophora chlorotica* als belangrijkste pioniersoort.

Slechts in de studie van Dunger (1968, 1969) treedt *Aporrectodea caliginosa* als eerste soort op. Dunger verklaart de late verschijning van *Lumbricus rubellus* door de afwezigheid van strooisellagen in de pionierfasen. Echter *Aporrectodea caliginosa* is weliswaar de eerste soort, maar deze wordt snel gevolgd en verdrongen door de epigeïsche *Dendrobaena octaedra*. Voorts concludeert Dunger op basis van een experiment waarin strooisel wordt toegevoegd aan de grond en waarin *Lumbricus rubellus* toch geen stand houdt, dat de bodem een fysiologische factor bevat, die het voorkomen van *Lumbricus rubellus* remt. Daarom kan voortsnog de door Dunger aangetroffen successievolgorde als een uitzondering worden beschouwd.

De successietheorie is voornamelijk gebaseerd op onderzoek aan planten. Connell en Slatyer (1977) formuleerden een aantal mechanismen voor de successie, waarvan hier wordt aangenomen dat deze ook van toepassing is op dieren. De belangrijkste verklaring is dat de successie van soorten veroorzaakt wordt doordat de soorten binnen de verschillende fasen wegbereiders zijn voor soorten typisch voor de volgende fase (facilitatie). Een mogelijke alternatieve verklaring is dat de soorten in principe alle kunnen voorkomen maar dat successie in belangrijke mate bepaald wordt door verschillen tussen soorten wat betreft dispersiecapaciteiten en reproductievermogen (tolerantie). Ten slotte kan er sprake zijn van competitie die de successie van soorten remt (inhibitie). In hoeverre is er met behulp van de voor dit artikel verzamelde informatie hierover een uitspraak te doen en welke implicaties heeft dat voor het ecologisch herstel?

Voor de verklaring van de successieroute die begint met *Lumbricus rubellus* lijken de verschillen tussen de dispersie- en reproductiekenmerken van de regenwormsoorten voldoende. Immers *Lumbricus rubellus* wordt gekenmerkt door een hogere reproductie dan *Aporrectodea caliginosa* en *Allolobophora chlorotica* (Evans & Guild 1947). Bovendien is deze soort een zeer actieve kruiper. Gezien de epigeïsche levenswijze van *Lumbricus rubellus* zal deze soort relatief weinig bijdragen aan bodemstructuur en aan het transport van organische stof de grond in. In veel gevallen blijft *Lumbricus rubellus* gedurende langere tijd de dominante soort. In hoeverre speelt concurrentie een rol? Hiervoor geeft een beschouwing van de secundaire kolonisatieroute mogelijk meer inzicht. Belangrijkste pioniersoort is de endogeïsche *Allolobophora chlorotica*, waarbij het opmerkelijk is dat de epigeïsche *Lumbricus rubellus* in de pionierfase ontbreekt en pas na lange tijd van belang wordt. De verklaring dat er onvoldoende strooisel zou zijn (zie boven Dunger 1968, 1969, maar ook Armstrong en Bragg 1983) in deze situaties, is in strijd met de waarneming dat juist in de primaire successie *Lumbricus rubellus* de eerste en enige pioniersoort is. In tegenstelling tot een secundaire grond zal een primaire grond veelal armer zijn aan organische stof en aan strooisel.

Samengevat kan de hypothese worden geformuleerd dat de successie van regenwormen voornamelijk bepaald wordt door dispersie- en reproductiekenmerken van de soorten en dat de pioniersoorten de verdere successie eerder lijken te remmen, dan te versnellen. Dit laatste is in landbouwkundig opzicht relevant, omdat met name de endogeïsche en ook de diepgravende regenwormen voor een goede bodemstructuur meer

van belang zijn dan de epigeïsche regenwormen. Een praktische implicatie kan zijn dat organische stof bij voorkeur in de grond moet worden aangebracht, in plaats van er op.

7.4 Onderzoeksopzet en typen referenties

De vraag welke referentie voor de beoordeling van het eindbeeld ten aanzien van de dichtheden, biomassa, diversiteit, evenness, en dominatiepatroon moet worden gehanteerd kan pas definitief worden beantwoord als meer inzicht is verkregen in de omvang van de immigratie (zie ook par 7.2 en 7.3.2). Hoe belangrijker de immigratie voor de populatie, des te meer belang krijgt de lokale referentie. Voor de soortensamenstelling is de direct aangrenzende grond (de lokale referentie) in ieder geval het noodzakelijke referentiekader.

De keuze van de algemene referentie als minimum eindniveau voor dichtheden en biomassa is verdedigbaar (par 6.2). Het herbergt wel het risico, ingeval van een substantiële immigratie (in samenhang met de kleine oppervlakte en de monsterpunten in nabijheid van de bron), dat de beoordeling van de dichtheden en biomassa's nu te gunstig is uitgevallen en dat negatieve invloeden van bijv. residuen worden gecamoufleerd.

In de meeste kolonisatiestudies wordt relatief weinig tot geen aandacht geschonken aan de keuze van de referentie. Een uitzondering hierop vormt Rushton (1986), die in een transversaal veldonderzoek voor elke situatie een vergelijkbare algemene referentie onderzocht. Dunger (1968, 1969) laat impliciet fraai in een deelstudie zien dat de te verwachten regenwormgemeenschap afhankelijk is van de samenstelling van de kolonisatiebron. De meeste andere onderzoeken gaan veelal niet verder dan het onderzoeken van een (1) algemene referentie of het maken van een vergelijking op basis van algemene kennis uit de literatuur, waarbij aan de vergelijkbaarheid geen enkele aandacht wordt besteed. Het kolonisatie- en successie-onderzoek aan regenwormen zou een grotere verklarende waarde kunnen krijgen als meer aandacht zou worden besteed aan de kolonisatiebronnen en aan de verschillen tussen grond van de omgeving en de onderzochte grond en de gevolgen daarvan voor de kolonisatie.

In dit onderzoek is een eerste duidelijke beeld verkregen van het herstel van regenwormgemeenschappen in gereinigde grond, ondanks de grote heterogeniteit in lokaties wat betreft relevante ecologische eigenschappen, dankzij het gebruik van zowel lokale referenties, algemene referenties als kolonisatiereferenties.

7.5 Herstel van regenwormgemeenschappen in relatie tot reinigingsmethode en corrigerende maatregelen

Het herstel van regenwormpopulaties in biologisch en thermisch gereinigde grond verschilt opvallend. De successie van de regenwormen in de biologisch gereinigde grond verloopt via de snelle secundaire successieroute en in het geval van 3 jaar oude biologisch gereinigde grond kan zelfs al van een lokaal herstel worden gesproken. Daarbij moet worden aangetekend dat slechts twee lokaties met biologisch gereinigde grond in het onderzoek konden worden betrokken, zodat enige voorzichtigheid geboden is met het trekken van algemene conclusies. Uit oogpunt van ecologisch herstel lijkt evenwel biologische reiniging te prefereren boven thermische reiniging.

De kolonisatie en successie van thermisch gereinigde grond vertoont duidelijke overeenkomsten met de langzamere primaire successie. Opvallend is wel dat na relatief korte tijd (4-7 jaar) er sprake is van hoge dichtheden en biomassa's van regenwormen in thermisch gereinigde grond, hoewel dit mogelijk samenhangt met de werkwijze. Op basis

van literatuurgegevens zal het waarschijnlijk nog vele tientallen jaren tot honderd jaar duren voordat de successie in de thermisch gereinigde grond voltooid is, omdat de bodem zijn organische stofkapitaal weer moet opbouwen. Daarbij spelen ook regenwormen een belangrijke sleutelrol.

De primaire successie is waarschijnlijk sterk in te korten door toevoeging van organische stof aan de gereinigde grond. Dat dit succesvol kan zijn, blijkt uit een c. 7 jaar oude thermisch gereinigde grond, waaraan een mulch is toegevoegd, en die op basis van de nu verzamelde informatie, als geheel hersteld kan worden beschouwd. Maar ook hier betreft het slechts 1 lokatie, zodat voorzichtigheid met het trekken van algemene conclusies geboden is.

Tot nu toe heeft het herstelonderzoek vnl. betrekking gehad op thermisch gereinigde zandgronden. In de toekomst zullen waarschijnlijk meer kleigronden thermisch worden gereinigd. Thermische reiniging verandert de fysisch-chemische eigenschappen van klei (zie par 1.2) aanzienlijk, zodat niet te voorspellen is of de kolonisatie en succesie van regenwormen in thermisch gereinigde klei op een zelfde wijze zal verlopen als in thermisch gereinigde zand.

Op basis van deze eerste resultaten van het regenwormonderzoek binnen het onderzoeksprogramma lijkt ecologisch herstel normaal te verlopen in biologisch maar zeker ook in thermisch gereinigde zandgronden. Hopelijk draagt dit onderzoek bij aan de vermindering van het stigma van gereinigde grond en zal de verantwoorde afzet van de gereinigde grond in de praktijk beter verlopen.

8. Aanbevelingen

Op basis van de resultaten van het transversale veldonderzoek naar regenwormen in gereinigde grond kunnen een aantal aanbevelingen en suggesties voor vervolgonderzoek worden geformuleerd. Aanbevelingen voor het bodembeschermingsbeleid en het hergebruik van gereinigde grond zullen in een ander kader worden gepresenteerd.

Het veldonderzoek heeft belangrijke aanwijzingen opgeleverd dat de kolonisatie en successie van regenwormen in gereinigde grond normaal lijkt te verlopen, maar dit beeld dient nog definitief te worden bevestigd, omdat het aantal onderzoekslocaties laag was en de lokaties onderling in veel belangrijke eigenschappen verschillen. Het trekken van algemene conclusies op basis van deze gegevens zou daarom voorbarig zijn.

De voorlopige conclusies van het voorliggende onderzoek kunnen ten dele verder worden onderbouwd met beperkt aanvullend veldonderzoek. Om echter een goed beeld te krijgen van de mate van verschil tussen het herstel van biologisch en thermische gereinigde grond en van het herstel na toevoeging van organische stof is experimenteel onderzoek onontbeerlijk.

De volgende aanbevelingen cq. suggesties kunnen worden onderscheiden:

A Reproductie in gereinigde grond

De regenwormpopulaties in de gereinigde grond hebben normale tot hoge dichtheden. Er zijn diverse aanwijzingen dat er reproductie plaatsvindt, doch dit beeld dient bevestigd te worden. Op een aantal bekende onderzoekslocaties is van belang dat nader onderzoek wordt uitgevoerd naar de reproductie van regenwormen in gereinigde grond. Hiervoor moet het voorkomen van cocoons in relatie tot de dichtheden van adulte regenwormen worden bepaald.

B Immigratie in gereinigde grond

Om een keuze te kunnen maken van welke referentie situatie gebruikt moet worden voor de beoordeling van de gereinigde grond en om te kunnen beoordelen in hoeverre er sprake is van een goed functionerende populatie is eveneens informatie over de immigratie noodzakelijk. Op een aantal bekende onderzoekslocaties is van belang dat nader onderzoek wordt uitgevoerd naar de mate van immigratie van zowel adulte als juveniele regenwormen in relatie tot de grootte van het te koloniseren gebied. Een methode hiervoor zou zijn het regelmatig ontvolken van permanente kwadraten van verschillende grootte met een verdunde oplossing van formaline.

C Reproductie en sterfte in relatie tot residuen en verdichting

Residuen van toxische stoffen, verdichting en verdroging zijn factoren die het voorkomen van regenwormen negatief beïnvloeden. Reeds verzamelde gegevens over residuen aan zware metalen in de gereinigde grond zullen in een vervolgrapportage in verband moeten worden gebracht met de verzamelde regenwormgegevens. Bij het RIVM wordt experimenteel laboratoriumonderzoek uitgevoerd met regenwormen in gereinigde grond. Ten aanzien van dit punt is dus waarschijnlijk geen aanvullend empirisch onderzoek noodzakelijk, maar wel een nadere uitwisseling van informatie. Met betrekking tot de negatieve

effecten van verdichting zal in de eerste plaats aanvullend literatuuronderzoek moeten plaatsvinden.

D Experimenteel onderzoek herstel biologisch gereinigde grond

In biologisch gereinigde grond lijkt ecologisch herstel snel op te treden, mogelijk mede als gevolg van de toevoegingen van organische stof tijdens het reinigingsproces. Dit beeld dient bevestigd te worden in een experiment waarin biologisch gereinigde grond van verschillende partijen cq. bedrijven kan worden beoordeeld. Te denken valt aan een behandeling met een standaard bemesting, inzaai met gras en inoculatie met regenwormen. Bij de opzet en interpretaties moet rekening gehouden worden met natuurlijke verschillen in bodemvruchtbaarheid en met het voorkomen van organische residuen.

E Rol regenwormen biologische reiniging

De persistentie van *Allolobophra chlorotica* in biologisch gereinigde grond brengt de vraag naar voren welke bijdrage deze soort kan leveren aan het biologische reinigingsproces (literatuuronderzoek).

F Herstel thermisch gereinigde klei

Klei verandert aanzienlijk ten gevolge van de thermische reiniging. Op de lokatie MS12 waarop recent thermisch gereinigde klei is aangebracht, is het van belang dat het ecologisch herstel nader in de tijd wordt gevolgd.

G Experimenteel onderzoek correctie thermisch gereinigde grond

Ecologisch herstel treedt ook in thermisch gereinigde grond op, maar een natuurlijke ontwikkeling naar een gewenste eindsituatie duurt waarschijnlijk nog zeer lang. Om de successie te bekorten lijkt menging met organische stof de eerst aangewezen correctie-maatregel. Door NBM/gemeente Rotterdam wordt een veldexperiment uitgevoerd, waarin met name de gewasgroei, gehalte en uitspoeling van residuen aandacht krijgen. Aanvullend onderzoek zou zich moeten richten op de gevolgen voor het ecologisch herstel van de bijmenging met organische stof.

H Experimenteel onderzoek successie gemengde grond

Herstelonderzoek heeft naast een toegepaste cq. technische functie zeker ook een rol in de toetsing van ecologische theorieën (zie par 7.1). Onderzoek naar de mechanismen van successie van regenwormsoorten kan van belang zijn in situaties waarin bodemvorming gestimuleerd moet worden. Een van de mechanismen is inhibitie en dit zou nader bepaald kunnen worden door experimenten met vervangingsreeksen van de dominante regenwormsoort in bijzonder *Lumbricus rubellus* en *Allolobophora chlorotica*, maar ook *Aporrectodea caliginosa*. Een tweede aandachtspunt voor verder fundamenteel onderzoek is in hoeverre de menging van thermisch gemengde grond met organische stof hetzelfde en duurzame resultaat oplevert vergelijkbaar met een bodem waarin bodemvorming heeft plaatsgevonden en organische stof geaccumuleerd is.

Literatuur

- Adviesgroep Data Process, 1988, De omvang van de bodemverontreiniging in Nederland, Bodembeschermingsreeks nr.76, SDU, Den Haag
- Andersen, C., 1980, The influence of farmyard manure and slurry on the earthworm populations (Lumbricidae) in arable soil; in: Dindal, L.D. (ed.), Soil biology as related to land use practices pp.325-334, Proceed. VII Int. Soil Zool. Coll. Int. Soc. Soil Sci., Syracuse (USA) 29 juli-3 aug. 1979, EPA, Washington
- Anoniem, 1981, Inventarisatie bodemsaneringstechnieken, Bodembeschermingsreeks nr.2, Min.V&M, SDU, Den Haag,
- Anoniem, 1986, Wet van 3 juli 1986, houdende regelen inzake bescherming van de bodem (Wet bodembescherming), Staatsblad 1986 nr 374 en 404
- Anoniem, 1987, Milieuprogramma 1988-1991, voortgangsrapportage, Tweede Kamer 1987-1988, nr. 20202 (1-2), Den Haag
- Anoniem, 1989a, Tien jaren scenario bodemsanering, Min. van VROM, Leidschendam
- Anoniem, 1989b, Nota inzake Preventie en Hergebruik van Afval-stoffen, Min. van VROM, Leidschendam
- Anoniem, 1990, Leidraad Bodemsanering, SDU, Den Haag
- Armstrong, M.J., Bragg, N.C., 1984, Soil physical parameters and earthworm populations associated with opencast coal working and land restoration, Agriculture, Ecosystems and Environment 11:131-143
- Atlavinytė, O., 1976, The effect of land reclamation and field management on the change in specific composition and densities of Lumbricidae, Pol. ecol. Studies 2(2):147-152
- Beneker, E.J., C.P.M. Berix, O.M. Crijns, H.P.J.M. Heuvels-land, M. ten Hove, T. Kassenaar, A.C. van Klinken, L.H.M. Vollebregt, 1990, Verantwoord hergebruik van gereinigde grond; knelpunten en beleidsaanbevelingen, Studierapporten UBM no. 1990/2, CML, Leiden
- Bouché, M.B., 1966, Sur un nouveau procédé d'obtention de la vacuité artificielle du tube digestif des Lombricides, Rev. écol. biol. sol 3(3):479-482
- Bradshaw, A.D., 1987, The reclamation of derelict land and the ecology of ecosystems; in: Jordan III et al., Restoration ecology, a synthetic approach to ecological research, Cambridge Univ. Press, Cambridge etc.: 53-75
- Breymeyer, A., Kajak, A., 1976, Drawing models of two grassland ecosystems: a mown meadow and a pasture, Pol. ecol. Stud. 2(2):41-49
- Brockmann, W., H. Koehler, T. Schriefer, 1980, Recultivation of refuse tips: soil ecological studies, in: Dindal, L.D. (ed.), Soil biology as related to land use practices pp.161-168, Proceed. VII Int. Soil Zool. Coll. Int. Soc. Soil Sci., Syracuse (USA) 29 juli-3 aug. 1979, EPA, Washington
- Brown, V.K., Southwood, T.R.E., 1987, Secondary succession: patterns and strategies; in: Gray, A.J., Crawley, M.J.; Edwards, P.J. (eds.), Colonization, succession and stability, 26th Symp. Brit. Ecol. Soc./Linn. Soc. London, Blackwell Sci. Publ., Oxford etc., 315-339
- Connell, J.H., Slatyer, R.O., 1977, Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization, The American Naturalist 111 (982):1119-1144
- Cotton, D.C.F., Curry, J.P., 1980, The response of earthworm populations (Oligochaeta, Lumbricidae) to high applications of pig slurry, Pedobiologia 20:189-196

- Crocker, R.L., Major, J., 1955, Soil development in relation to vegetation and surface age at Glacier Bay, Alaska, *J.Ecol.* **43**:427-448
- Curry, J.P., 1988, The ecology of earthworms in reclaimed soils and their influence on soil fertility; in Edwards, C.A., Neuhauser, E.F.(eds.) *Earthworms in waste and environmental management*, SPB Acad. Publ., The Hague, 251-263
- Dunger, W., 1958, über die Zersetzung der Laubstreu durch die Boden-Makrofauna im Auenwald, *Zool. Jb. Syst.* **86**:139-180
- Dunger, W., 1968, Die Entwicklung der Bodenfauna auf rekultivierten Kippen und Halden des Braunkohlentagebaues, *Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz* **43**(2):1-247
- Dunger, W., 1969, Fragen der natürlichen und experimentellen Besiedlung kulturfeindlicher Böden durch Lumbriciden, *Pedobiologia* **9**:146-151
- Edelman, T., 1984, Achtergrondgehalten van stoffen in de bodem, nr. 34 Bodembeschermingsreeks, SDU, Den Haag
- Eijsackers, H.J.P., 1983, Development of earthworm populations in abandoned fields under grazing management, in: Satchell, J.E. (ed.), *Earthworm ecology, from Darwin to vermiculture*: pp.241-247, Chapman and Hall, London
- Eijsackers, H., Lourijsen, N., Mentink, J., 1983, Effects of fly ash on soil fauna, in: Lebrun, P., André, H.M., De Medts, A., Grégoire-Wibo, C., Wauthy, G. (eds.), *New trends in soil biology* pp.680-681, Proceed. VIII Col. Soil Zool., Louvain la Neuve 30/8-2/9, Dieu-Brichant, Ottignier LfN
- Evans, A.C., Guild, W.J.M., 1947, Studies on the relationships between earthworms and soil fertility I. Biological studies in the field, *Ann. Appl. Biol.* **34**(3):307-330
- Guild, W.J.M., 1948, Studies on the relationship between earthworms and soil fertility III The effect of soil type on the structure of earthworm populations, *Ann. Appl. Biol.* **35**(4):181-192
- Hamblyn, C.J. & Dingwall, A.R., 1945, Earthworms, *N.Z.J.Agric.* **71**:55-58
- Hoogerkamp, M., Rogaar, H., Eijsackers, H.J.P., 1983, Effect of earthworms on grasslands on recently reclaimed soils in the Netherlands, in: Satchell, J.E. (ed.), *Earthworm ecology, from Darwin to vermiculture*: pp.85-107, Chapman and Hall, London
- Huhta, V., Sundman, V., Ikonen, E., Sivelä, S., Wartiovaara, T., Viikamaa, P., 1980, biological succession in artificial soil made of sewage sludge and crushed bark, in: Dindal, L.D. (ed.), *Soil biology as related to land use practices* pp.121-128, Proceed. VII Int. Soil Zool. Coll. Int. Soc. Soil Sci., Syracuse (USA) 29 juli-3 aug. 1979, EPA, Washington
- Hutson, B.R., 1980, Colonization of industrial reclamation sites by acari, collembola and other invertebrates, *J. Applied Ecology* **17**:255-275
- Hutson, B.R., 1972, The invertebrate fauna of a reclaimed pit heap, in: Univ. Newcastle upon Tyne, *Landscape reclamation; a report on research into problems reclaiming derelict land*, IPC Buss. Press, Guildford
- Jordan III, W.R., Gilpin, M.E., Aber, J.D.(eds.), 1987, Restoration ecology, a synthetic approach to ecological research, Cambridge Univ. Press, Cambridge etc.
- Kappers, F.I., van Esbroek, M.L.P., 1988, Ecological recovery of decontaminated soil, in: Wolf, K., Van den Brink, W.J., Colon, F.J., *Contaminated soil '88*, Kluwer Acad. Publ., Dordrecht etc.: 849-853
- Kappers, F.I., 1991, Ecological recovery of thermally cleaned soil: colonization by nematodes, in: Ravera, O. (ed.), *Terrestrial and aquatic ecosystems, perturbation and recovery*, Ellis Horwood, New York etc.: 251-259
- Kappers, F.I., Manger, R., *Ecologisch herstel van biologisch gereinigde grond*, rapport. 718601004, RIVM, Bilthoven

- Kappers, F.I., 1990, Ecologisch herstel van thermisch gereinigde grond, rapportnr. 718601002, RIVM, Bilthoven
- Kappers, F.I., Masselink, N.J., 1990, De invloed van een in-situ extractieve bodemverontreiniging te Soestduinen op de biologische beschikbaarheid van cadmium, rapportnr. 718601003, RIVM, Bilthoven
- Ma, W., Brussaard, L., De Ridder, J.A., 1990, Long-term effects of nitrogenous fertilizers on grassland earthworms (Oligochaeta: Lumbricidae): their relation to soil acidification, *Agriculture, Ecosystems and Environment* **29**:71-80
- Ma, W.C., 1988, Toxicity of copper to lumbricid earthworms in sandy agricultural soils amended with Cu-enriched organic waste materials, in: *Ecological Bulletins* 39:53-56
- MacArthur, R.M., 1972, *Geographical ecology: patterns in the distribution of species*, Harper & Row, New York etc.
- Nielsen, R.L. 1951, Earthworms and soil fertility, *Proc. N.Z.Grassl.Assoc.* **13**:158-167
- Nordström, S., Rundgren, S., 1974, Environmental factors and lumbricid associations in southern Sweden, *Pedobiologia* **14**:1-27
- Olson, J.S., 1958, Rates of succession and soil changes on southern Lake Michigan sand dunes, *Bot. Gaz.* **23**:125-170
- Pearce, T.G., Pearce, B., 1979, Responses of Lumbricidae to saline inundation, *Journal Applied Ecology* **16**:461-473
- Pearce, T.G., 1972, Acid intolerant and ubiquitous lumbricidae in selected habitats in North Wales, *J. Animal Ecology* **39**:7-410
- Raw, F., 1959, Estimating earthworm populations by using formalin, *Nature* **184**: 1661
- Rusek, J., 1978, Pedozootische Sukzessionen während der Entwicklung von Ökosystemen, *Pedobiologia* **18**(5/6):426-433
- Rushton, S.P., 1986, Development of earthworm populations on pasture land reclaimed from open-cast coal mining, *Pedobiologia* **29**:27-32
- Satchell, J.E., Stone D.A., 1977, Colonisation of pulverized fuel ash sites by earthworms, *P.Cent.pir.Biol.exp.* **9**:59-74
- Scullion, J., Mohammed, A.R.A., Richardson, H., 1988a, Effect of storage and reinstatement procedures on earthworm populations in soils affected by opencast coal mining, *J. Applied Ecology* **25**:223-240
- Scullion, J., Mohammed, A.R.A., Ramshaw, G.A., 1988, Changes in earthworm populations following cultivation of undisturbed and former opencast coal-mining land, *Agriculture, Ecosystems and Environment* **20**:289-302
- Sims, R.W., B.M. Gerard, 1985, Earthworms; synopses of the british fauna (New Series) nr. 31; Brill & Backhuys uitg., London etc.
- Sinnige, C.A.M., Tamis, W.L.M., Klijn, F., 1991, Aanzet tot een ecotopenclassificatie toegespijst op de bodemfauna, mede. nr. 75, CML, Leiden
- Standen, V., Stead, G.B., Dunning, A., 1982, Lumbricid populations in open cast reclamation sites and colliery spoil heaps in County Durham, U.K., *Pedobiologia* **24**:57-64
- Swift, M.J., Heal, O.W., Anderson, J.M., 1979, *Decomposition in terrestrial ecosystems*, Univ. California Press, Berkeley

Tamis, W.L.M., 1988, Ecologisch herstel van gesaneerde bodems; inventarisatie van onderzoekslocaties en verkennend onderzoek naar het hergebruik van gereinigde grond, Meded. nr.42, CML, Leiden

Tamis, W.L.M., 1991, Ecological recovery of decontaminated soil; recovery of the vegetation, mites, springtails and earthworms, in: Ravera, O. (ed.), Terrestrial and aquatic ecosystems, perturbation and recovery, Ellis Horwood, New York etc.: 246-251

TNO/RIVM 1987, Handboek bodemsaneringstechnieken, TNO/RIVM, Bilthoven

Van Beelen, P., A.K. Fleuren-Kemilä, M.J. 't Hart, M.L.P. van Esbroek, F.I. Kappers, 1988, The recolonization by bacteria of thermically cleaned soil, in: Wolf, K., Van den Brink, W.J., Colon, F.J., Contaminated soil '88, Kluwer Acad. Publ., Dordrecht etc.: 853-857

Van Rhee, J.A., 1969, Development of earthworm populations in polder soils, *Pedobiologia* 9:133-140

Van Rhee, J.A., 1970, Regenwormen (Lumbricidae) van Nederland, Wetenschappelijke mededelingen nr. 84, KNNV, Hoogwoud

Van Rhee, J.A. 1975, Copper contamination effects on earthworms by disposal of pig waste in pastures, In: Vanek, J. (ed.), Progress in Soil Zoology, Proceed. 5th Inter Coll. Soil Zool. Prague 1973, Dr. W. Junk, The Hague, 451-457

Van Rhee, J.A., 1977, Effects of soil pollution on earthworms, *Pedobiologia* 17:201-208

Van Rhee, J.A., Nathans, S., 1973, Ecological aspects of earthworm population in relation to weather condition: communication 98 vol. 10(4):523-533

Appendix I De twee kleurvormen van *Allolobophora chlorotica*

Van de soort *Allolobophora chlorotica* zijn twee vormen bekend: de groene vorm en de ongepigmenteerde roze vorm. Deze twee vormen hebben verschillende habitateisen. De groene vorm komt vnl. in natte tot vochtige graslandbodems voor; de roze vorm vnl. in vochtige bosbodems.

De resultaten van dit onderzoek voor deze twee vormen stemt overeen met het algemene beeld uit de literatuur (tabel): negatieve correlaties tussen de roze vorm en de grondwaterstand en positieve correlaties voor de groene vorm; een negatieve correlaties tussen beide kleurvormen in de aangrenzende grond en een positieve correlatie tussen beide kleurvormen in de gereinigde grond. Dit laatste feit wijst erop dat mogelijk competitie tussen beide vormen nog niet van belang is in de gereinigde grond.

Correlations (non-parametric cf. Spearman) between groundwaterlevel (A gwl) and the pink and green form of *Allolobophora chlorotica* in cleaned soil and in the adjacent soil. See for further explanation par.2.2.

	A Acl green	C Acl pink	C Acl green	A gwl.
A Acl pink	-0.23	0.52*	0.17	-0.42
A Acl green		-0.46	0.23	0.33
C Acl pink			0.27	-0.45
C Acl green				0.42

Appendix II

Densities of earthworms (m^{-2} , rounded to nearest number) in biologically and thermally cleaned soil (C) and ten adjacent soils (A); for abbreviations and further explanation see par. 2.2.

nr	site	Lc	Lr	L juv.	Epi. t.	Acl	Ac	Al	Ar	A juv.	End.t.	End.j.	Tot.
1	MS12	A	0	16	171	200	19	56	0	9	101	184	384
2	GD14	A	13	0	6	19	45	100	0	38	127	309	328
3	LS28	C	0	0	0	0	13	0	0	0	2	16	7
		A	28	7	82	117	7	68	11	13	136	234	351
4	WB27I	C	0	0	4	4	0	0	0	0	0	0	4
		A	13	2	24	40	16	0	7	0	156	49	89
5	PN9	C	0	6	7	12	0	0	0	0	0	0	12
		A	26	67	179	271	9	21	0	17	158	204	476
6	OL18	C	13	18	111	142	9	11	2	2	52	77	219
		A	62	2	81	148	4	4	7	0	26	41	189
7	VM7	C	18	16	13	47	8	7	0	0	2	17	63
		A	11	27	14	70	7	73	20	7	89	196	266
8	GH6	C	0	22	147	169	0	20	0	0	9	29	198
		A	0	51	263	314	4	8	0	0	9	21	336
9	RM5	C	0	54	94	149	24	13	0	0	28	66	214
		A	0	48	98	149	93	41	0	1	81	241	390
10	WB27II	C	2	0	31	36	33	9	7	2	26	74	110
11	GU1	C	0	13	66	79	0	0	0	0	0	0	79
		A	11	9	172	192	4	48	0	2	111	166	358

MS12 C: no earthworms; MS12 A: *Lumbricus terrestris* : 13,3; GD14 C: no earthworms; WB27 A: *Oecolasion cyaneum*: 11,1; OL18 A: *Lumbricus terrestris*: 2,2; VM7 A: *Satchellius nannaditae*: 17,8; RM5 A: *Dendrodrilus rubides*: 3,3; Eisenella tetradra: 24,5; WB27II C: *Lumbricus terrestris*: 2,2

Appendix III

Biomass of earthworms (Glean fresh weight gm^{-2} , rounded to nearest number for weight greater than 10 g) in biologically and thermally cleaned soil (C) and ten adjacent soils (A); for abbreviations and further explanation see par. 2.2.

nr	site	Lc	Lr	L juv.	Epi. t.	Acl	Ac	Al	Ar	A juv.	End. t.	End. j.	Tot.
1	MS12	A	0	5.9	32	74	3.9	24	0	2.7	30	61	135
2	GD14	A	1.7	0.7	1.1	1.8	4.7	30	0	5.8	13	54	57
3	LS28	C	0	0	0	0	3.0	0	0	0.2	3.3	0.4	3.3
		A	3.6	2.6	6.3	12	1.9	46	15	2.8	39	105	117
4	WB27I	C	0	0	0.8	0.8	0	0	0	0	0	0	0.8
		A	2.1	0.9	2.1	5.2	4.4	0	7.1	0	2.4	19	25
5	PN9	C	0	3.8	1.1	4.9	0	0	0	0	0	0	4.9
		A	4.3	29	28	61	1.3	6.6	0	3.6	11	22	83
6	OL18	C	1.7	7.1	15	23	1.6	6.1	0.9	0.4	5.1	15	37
		A	11	1.4	11	28	1.3	2.1	11	1.2	7.7	23	51
7	VM7	C	2.6	6.6	5.6	15	1.2	4.7	0	0	1.0	6.9	22
		A	1.4	14	6.9	24	1.4	23	17	1.2	17	59	84
8	GH6	C	0	12	51	63	0	14	0	0	1.6	16	79
		A	0	35	119	153	1.9	6.3	0	0	2.1	10	164
9	RM5	C	0	34	25	59	8.3	4.7	0	0	3.9	17	76
		A	0	18	23	41	14	9.3	0	0.2	5.6	31	72
10	WB27II	C	0.1	0	8.6	13	5.2	4.7	9.1	0.3	5.6	25	38
11	GU1	C	0	7.3	14	1.8	0	0	0	0	0	0	22
		A	1.3	2.9	21	26	0.5	29	0	1.6	17	49	74

MS12 C: no earthworms; MS12 A: *Lumbricus terrestris* : 35.6; GD14 C: no earthworms ; WB27 A: *Oecolasion cyaneum*: 5.5; OL18 A: *Lumbricus terrestris*: 5.3; VM7 A: *Satchellius normalis*: 1.8; RM5 A: *Dendrodrius rubidus*: 0.2; Eiseiella terrae: 1.5; WB27II C: *Lumbricus terrestris*: 4.7