



technische
commissie
bodembescherming

BESCHERMING VAN ORGANISCHE BODEMS

Jack H Faber

BESCHERMING VAN ORGANISCHE BODEMS

TCB R05(1995)

DEN HAAG
juli 1995

Technische commissie bodembescherming, Postbus 30947, 2500 GX Den Haag
telefoon 070 3393034, fax 070 3391342

Jack H. Faber¹
met medewerking van Ad F.M. Oltshoorn²

DLO/Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek
Postbus 23, 6700 AA Wageningen

¹ Afdeling Ecotoxicologie, Arnhem

² Afdeling Terreinbeheer, Wageningen

VOORWOORD

Bij normstelling voor de bodem wordt er vooralsnog van uitgegaan dat de bodem als één compartiment beschouwd kan worden. Bij de normstelling wordt gebruik gemaakt van algemeen geldende, "gemiddelde" overdrachtsfactoren, zoals partitiecoëfficiënten tussen bodem en water en bioconcentratiefactoren. Gezien de grote heterogeniteit van het compartiment bodem is deze algemene benadering discutabel, vooral als het gaat om bodems waarin verschillende lagen voorkomen die fysisch-chemisch sterk van elkaar verschillen. Vanuit beleidsoogpunt is het echter wel begrijpelijk, omdat het doel immers een generieke normstelling is. Voor kwetsbare of bijzondere gebieden kunnen aparte normen opgesteld worden, die verder gaan dan de algemene normstelling. Deze mogelijkheid bestaat niet voor onderdelen van de bodem, zoals aparte bodemlagen.

Nu het opstellen van een algemene methodiek voor het afleiden van normen min of meer is afgerond, is het moment gekomen om naar meer specifieke situaties te gaan kijken. Teneinde inzicht te verkrijgen in de mate waarin bepaalde onderdelen van de bodem beschermd worden door normen die voor het totale bodemcompartiment zijn afgeleid, heeft de Technische commissie bodembescherming (TCB) een verkennende literatuurstudie laten uitvoeren. Een organische, gestratificeerde bodem, dat wil zeggen een bodem die zich kenmerkt door een gelaagde opbouw met een organische toplaag, die verontreinigd is met zware metalen, heeft hiervoor model gestaan.

De studie is uitgevoerd door J. H. Faber van het Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN-DLO), met medewerking van A. F. M. Oltshoorn, verbonden aan hetzelfde instituut. De commissie is verheugd met het resultaat van de studie en hoopt met de publikatie hiervan een bijdrage te leveren aan de discussie over normstelling. De standpunten die in dit rapport over bescherming van organische bodems worden gegeven, zijn die van de auteur en worden niet noodzakelijkerwijs door de TCB gedeeld.

INHOUD

1	INLEIDING	1
1 1	Voorgeschiedenis	1
1 2	Uitgangspunten bodembeschermingsbeleid	2
1 3	Verontreiniging van gestratificeerde bodems	3
1 4	Normstelling en gestratificeerde bodems	4
1 5	Doel en opzet van het rapport werkwijze	4
2	GESTRATIFICEERDE, ORGANISCHE BODEMS	7
2 1	Organische bodemhorizonten	7
2 2	Bodemorganismen in gestratificeerde bodems	13
3	ECOTOXICOLOGISCHE RISICO'S	35
3 1	Blootstelling	35
3 2	Effecten	47
4	BODEMKWALITEIT EN NORMSTELLING	63
4 1	Aanbevelingen ten behoeve van beoordeling bodemkwaliteit	64
4 2	Aanbevelingen normstelling	64
5	CONCLUSIES	69
6	REFERENTIES	71
APPENDIX		
Zoekprofiel literatuur search		
Overzicht NOEC-waarden		
Overzicht EC ₅₀ -waarden		
Overzicht LC ₅₀ -waarden		

1 INLEIDING

In Nederland worden normen gebruikt om de milieuhygiënisch gewenste kwaliteit van de bodem aan te geven. Deze normen hebben betrekking op het minerale deel van de bodem. Onder natuurlijke omstandigheden vertonen bodems meestal een gelaagde opbouw, onder andere met betrekking tot organisch stof. De organische stofrijke lagen in de bodem hebben een grote capaciteit om verontreinigende stoffen te binden. De vraag dringt zich op of de huidige normen voor de bodem die betrekking hebben op het organische stofarme deel van de bodem ook geschikt zijn voor de beoordeling van bodems met organische stofrijke lagen. Dit rapport verkent deze vraag. In de eerste paragraaf van dit hoofdstuk wordt ingegaan op de totstandkoming van bodemnormen. Daarna wordt aandacht besteed aan de uitgangspunten van het bodembeschermingsbeleid. Vervolgens wordt de problematiek rond gestratificeerde, organische bodems uiteengezet in relatie tot normstelling.

1.1 VOORGESCHIEDENIS

In het IMP-Milieubeheer 1986-1990 (IMP, 1985) werd een stelsel van grens-, richt- en streefwaarden voor gehalten van milieugevaarlijke stoffen in verschillende milieucompartmenten ingevoerd. In afwachting van de invulling van deze normen op basis van "basisdocumenten" werd voor het milieucompartment bodem een lijst van voorlopige waarden voor een goede bodemkwaliteit, de referentiewaarden bodemkwaliteit, opgenomen in het Milieuprogramma, voortgangsrapportage 1988-1991 (MPV, 1987). De referentiewaarden zijn opgesteld op basis van gegevens omtrent milieuhygiënische randvoorwaarden die vanuit andere beleidsterreinen aan de bodem kunnen worden gesteld, zoals drinkwaternormen, oppervlaktewaternormen, (ontwerp)normen Warenwet en reeds geformuleerde doelstellingen ten aanzien van het nitraat- en fosfaatbeleid. De referentiewaarden voor zware metalen, arseen en fluor zijn afgeleid uit een analyse van achtergrondconcentraties in de minerale bodem van natuurterreinen en niet-overmatig belaste landbouwgronden (Edelman, 1984). Organische bodemhorizonten zijn niet meegenomen in deze benadering. Voor een aantal van deze stoffen zijn de referentiewaarden aangepast op grond van effecten. Bij de normering van organische verbindingen is gebruik gemaakt van modellen en methoden voor toxicologische risicobeoordeling (MPV, 1987).

In tweede instantie hebben kwaliteitsdoelstellingen voor bodem, sediment en oppervlaktewater vorm gekregen als streefwaarden, waarbij de referentiewaarden zijn geïntegreerd met overigens redelijk vergelijkbare gehalten voor het verwaarloosbaar risico, welke gebaseerd zijn op ecotoxicologisch onderzoek (MILBOWA, 1991). Hierbij heeft een afstemming van waarden tussen de verschillende milieucompartmenten plaats gevonden. De technisch-wetenschappelijke onderbouwing van de voorstellen in deze notitie werd gevormd door het rapport "Streven naar waarden" (Van de Meent *et al*, 1990).

1.2 UITGANGSPUNTEN BODEMBESCHERMINGSBELEID

Het bodembeschermingsbeleid in Nederland kent een normstelling die differentieert naar grondsoort (MPV, 1987). Risicoconcentraties en milieukwaliteitsdoelstellingen voor stoffen worden gerelateerd aan de hoeveelheid organische stof en/of lutum in de bodem. Onder het lutumgehalte wordt verstaan het percentage minerale bestanddelen kleiner dan 2 μm , betrokken op het totale drooggewicht van de grond. Streef- en grenswaarden zijn gegeven voor een standaardbodem met 10% organische stof en 25% lutum. Bij de beoordeling van de kwaliteit van de bodem dienen de streefwaarden voor de betreffende bodem uitgerekend te worden op basis van gemeten gehalten organische stof (OS) en lutum, gebruik makend van stofspectifieke correctieformules. Voor de bodems met meer dan 30% of minder dan 2% OS worden waarden van respectievelijk 30 en 2 aangehouden. Hierbij wordt lineair genormaliseerd voor het gehalte OS binnen de range $\geq 2\%$ en $\leq 30\%$ (MPV, 1987).

Bij het vaststellen van dosis-effect relaties voor bodemorganismen in ecotoxicologisch onderzoek wordt overigens veelvuldig gebruik gemaakt van kunstgrond, die eveneens is gestandaardiseerd op een organische stof gehalte van 10% (OECD, 1984).

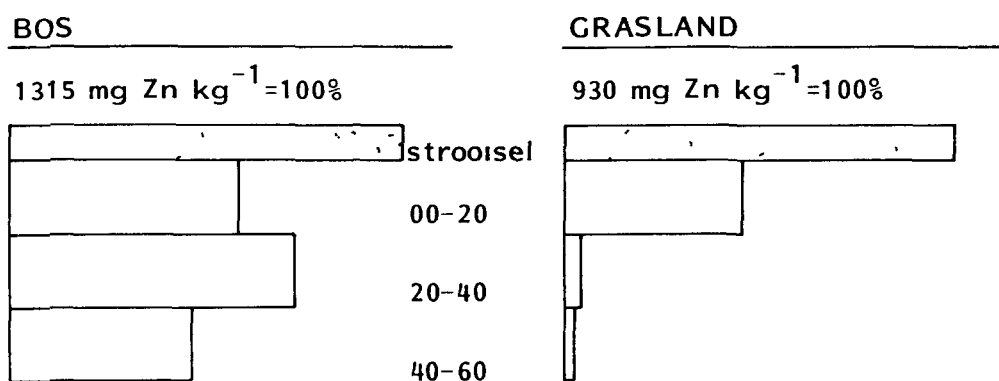
Hoewel organische bodemhorizonten (OS > 30%, zoals toplagen in bossen, heidevelen, veenpakketten, en sommige graslanden) niet of nauwelijks in beschouwing zijn genomen¹ bij het tot stand komen van de normstelling voor metalen in minerale grond, wordt geen onderscheid gemaakt bij de beoordeling van de bodemkwaliteit. In voorschriften voor bemonstering van de bodem ten behoeve van kwaliteitsbeoordeling, wordt een eventueel aanwezige organische toplaag niet specifiek genoemd en wordt slechts gesproken over "grond" zand, klei, leem, veen (DHV, 1986, NNI, 1991a,b, 1993). Daarbij komt dat aanbevolen apparatuur, met name voor het nemen van submonsters, niet of nauwelijks geschikt is voor bemonstering van organische toplagen.

¹ De door Edelman uitgevoerde studie naar achtergrondgehalten van stoffen in de Nederlandse bodem was gericht op de bovengrond. Op 40 lokaties "is in alle gevallen de bovenste 10 cm van de grond bemonsterd, eventueel na verwijdering van de strooisellaag" (Edelman, 1984).

Impliciet wordt zo verondersteld dat de normstelling voor minerale grond voldoende bescherming biedt voor het bodemleven in een gestratificeerde bodem met een organische toplaag

1.3 VERONTREINIGING VAN GESTRATIFICEERDE BODEMS

De aanwezigheid van een organische toplaag in het bodemprofiel is voornamelijk een gegeven van natuurterreinen. De belangrijkste vorm van bodemverontreiniging is hier diffuse verontreiniging, in de vorm van atmosferische depositie (Warmenhoven *et al*, 1989) of afzetting van gecontamineerd slib bij overstroming door rivier- of getijdewater. Deze diffuse verontreiniging verspreidt zich niet evenredig in de bodem, maar hoopt zich op in de organische laag. Er kan transport naar diepere bodemlagen optreden, maar van de meeste contaminanten is de mobiliteit in de organische laag slechts gering. Bekende voorbeelden in dit verband vormen de ophoping van zware metalen in de strooisellaag rond metallurgische industrieën (Figuur 1) (Strojan, 1978, Denneman *et al*, 1986) en de verontreiniging met metalen en organische microverontreinigingen van uiterwaarden (Demon & Van Broekhoven, 1989, Hoogerwerf & Busink, 1993), kwelders en slikken (Otte, 1991). Juist in de organische toplaag waar de contaminanten accumuleren speelt zich veel van het bodemleven af. Ook voor dit deel van de levensgemeenschap met bijbehorende bodembio-logische processen is adequate bescherming gewenst. Het is echter onduidelijk of de huidige normstelling op dit punt voldoet, omdat onvoldoende inzicht bestaat in de vraag of door accumulatie van contaminanten in de toplaag ook de ecotoxicologische risico's relatief toenemen voor betreffende organismen en processen.



Figuur 1 Ophoping van zink onder eik (*Quercus robur*) en onder grasland met gewoon struisgras (*Agrostis tenuis*) in de nabijheid van een zinksmelter. Diepte in centimeters (uit Ernst *et al*, 1985)

1.4 NORMSTELLING EN GESTRATIFICEERDE BODEMS

Er bestaan geen bodemkundige relaties die de samenhang van gehalten aan stoffen in de organische toplaag met die in de daaronder gelegen minerale lagen kwantitatief beschrijven. Het transport van stoffen door de bodem is sterk afhankelijk van de grondsoort, de speciatie van de stof en het type organisch materiaal. Het is daarom problematisch om stofconcentraties in de toplaag te voorspellen op grond van metingen aan onderliggende bodemlagen. Aangezien bij diffuse verontreiniging van de bodem de gehalten in de organische laag veel groter kunnen zijn dan die in de onderliggende bodem, vraagt deze situatie nadrukkelijk om een aparte monsterwijze bij bodemkwaliteitsbeoordeling. Tevens zou hierin aanleiding gevonden kunnen worden om te komen tot een aparte normstelling voor organische grond.

Een andere problematiek rond organische bodemhorizonten en normstelling, welke evenzeer pleit voor een verkenning van de noodzaak voor aparte normstelling voor organische grond, is de grote capaciteit tot complexvorming met tal van stofgroepen. De complexatie van zowel metaalionen als organische microverontreinigingen aan OS is bepalend voor de concentratie in de waterfase, de biologische beschikbaarheid en daarmee de toxiciteit. De sterkte van complexbindingen en de selectiviteit waarmee deze gevormd worden, is sterk afhankelijk van het type OS (aminozuren, alifatische zuren, fenolzuren, humuszuren) ofwel de herkomst ervan. De kwalitatieve verschillen tussen OS in de organische laag en in de minerale bodem hebben consequenties voor mobiliteit en toxiciteit van stoffen in deze compartimenten. Ook hierdoor is het onduidelijk of de levensgemeenschap in de organische bodemhorizont wordt beschermd op basis van normstelling voor minerale grond.

1.5 DOEL EN OPZET VAN HET RAPPORT, WERKWIJZE

Het voorliggende rapport behelst een studie naar aanleiding van de vraag of organismen in bodemlagen met een OS-gehalte boven 30%, zoals die worden aangetroffen in bossen, heidevelden, sommige graslanden en veengronden, voldoende beschermd worden onder de huidige normstelling voor bodemkwaliteit. Voorafgaand aan deze studie wordt een beschrijving gegeven van organische bodemhorizonten en de daarin voorkomende organismen. In de aanpak van het probleem worden twee benaderingen gevolgd, waarbij gebruik wordt gemaakt van gegevens uit de wetenschappelijke literatuur. Enerzijds wordt een analyse gemaakt van de blootstelling van bodemorganismen in minerale bodems in vergelijking tot die in gestratificeerde bodems. Hierbij wordt de nadruk gelegd op blootstelling via de bodemoplossing. Anderzijds wordt een analyse van effecten gepresenteerd, waarbij de gevoeligheid van organismen en

bodemprocessen wordt onderzocht in een vergelijking van toxiciteitsgegevens voor OS-rijke en OS-arme grond. Op grond van de resultaten van deze analyses worden aanbevelingen gedaan met betrekking tot normstelling voor organische grond en bemonsteringsstrategieën bij de beoordeling van bodemkwaliteit.

Het basismateriaal voor deze studie werd verzameld in internationale literatuurstanden (zie appendix 1).

2 GESTRATIFICEERDE, ORGANISCHE BODEMS

2.1 ORGANISCHE BODEMHORIZONTEN

Organische stof en de verdeling ervan over de bodem vormen belangrijke karakteristieken, die bepalend zijn voor het bodemleven (Dickinson & Pugh, 1974, Alexander, 1977). De functionele en taxonomische aspecten van organische stof, en humus in het bijzonder, hebben bijzonder veel aandacht gekregen in de "bosbodembodemkunde" en aanverwante wetenschappen, hetgeen heeft geleid om tot een chaotische terminologie. In dit rapport wordt geen poging ondernomen om een volledig overzicht te geven van deze wirwar aan begrippen. In deze paragraaf worden slechts enkele hoogst noodzakelijke begrippen gedefinieerd (de selectie is een afspiegeling van de inzichten van de auteur), hierbij blijft een humus terminologie beperkt tot de basale humusvormen.

2.1.1 Organische stof profielen

Het "organische stof profiel" van de bodem is een betrekkelijk recent begrip, waarmee het uit dode, onverteerde organische stof bestaande deel van een bodemprofiel wordt bedoeld, en waarbij een aantal verschillende (organische) horizonten kunnen worden onderscheiden. De dode organische stof - ook wel detritus (of beter, maar minder algemeen gebruikt: necromassa) - is afkomstig van diverse bronnen. De voornaamste bron is plantaardig, uiteenlopend van omgevallen boomstammen en afgestorven stronken, afgevallen bladeren, takken en voortplantingsstructuren, tot dode wortels en bij wortelgroei afgeworpen wortelcellen. Dode micro-organismen vormen ook een grote bron, maar deze is in omvang relatief al meer afhankelijk van het type bodem. Detritus van dierlijke herkomst omvat naast dode lichamen ook vervellingshuidjes en vooral uitscheidingsprodukten, zoals slijm en faecalien. De productie van faeces, en de vorm daarvan, is een sterk sturend proces in de ontwikkeling van het bodemprofiel. Overigens hebben planten nog een andere bijdrage aan de hoeveelheid organische stof in de bodem, in de vorm van wortellexudaten. Deze worden vanzelfsprekend niet tot het dode (structurele) organisch materiaal gerekend.

De organische horizonten worden gezamenlijk wel "ectorganisch" genoemd, als onderscheid met de daaronder liggende "endorganische" minerale horizonten, die met organische stof zijn verrijkt (Wilde, 1958, 1971). De grens tussen deze beide typen wordt arbitrair aangebracht bij 17% organisch koolstof (ongeveer 30% organisch materiaal) op gewichtsbasis in de minerale bodemfractie kleiner dan 2 mm (Klinka *et al*, 1981). Deze grens wordt in de bodemkunde ook gebruikt als bovengrens van de bodem ten behoeve van profielbeschrijvingen en het indiceren van de diepte: naar beneden is positief, naar boven is negatief.

In terrestrische, aerobe systemen worden de ectorganische horizonten onderscheiden naar L ("litter"), F ("fermented") en H ("humus") horizonten, zoals oorspronkelijk beschreven door Hesselman (1926), en later verder in detail uitgewerkt naar diverse subhorizonten door Trowbridge *et al* (1980) en Klinka *et al* (1981) (zie Figuur 2). In semi-terrestrische, anaerobe systemen worden O ("organic")-horizonten onderscheiden, de aanduiding "O" wordt ook in de Duitse classificatieleer gebruikt voor een organische horizont (OS > 30%), met nadere aanduiding voor litter-, fermentatie- of humificatiehorizonten (Scheffer & Schachtschabel, 1982). Ook in het classificatiesysteem van de FAO wordt de letter "O" gebruikt voor een organische horizont, ontstaan door accumulatie van organisch materiaal aan het bodemoppervlak, welke niet meer dan enkele dagen per jaar met water is verzadigd, en meer dan 20% organisch koolstof (OS > 35%) bevat (FAO, 1990).

2.1.2 Humusvorm classificatie

Met betrekking tot de mate van vermenging van OS door het bodemprofiel kan een basale tweedeling worden gemaakt in humusvormen, welke dus vooral goed terug te vinden is in de eventuele ectorganische horizont van een bodem: "Mull" en "Mor" (Muller, 1879, 1884). Een tussenpositie wordt ingenomen door een later geïntroduceerde derde orde van humusvormen, vaak aangeduid met "Moder" (zie Hartmann, 1952). Nadien zijn vele taxonomische classificatiesystemen van humusvormen ontwikkeld, waarvan de meest systematische benadering wel de "First Approximation of the Taxonomic Classification of Humus Forms in Ecosystems of British Columbia" is (Klinka *et al*, 1981). De verschillen tussen mor, moder en mull in humificatie en stratificatie van OS zijn gerelateerd aan specifieke fysisch-chemische bodemeigenschappen en bodemorganismen (Figuur 3, zie ook Figuur 5 en 6).

Ectorganic horizons

L (litter) (after Trowbridge *et al*, 1980) a terrestrial master organic horizon consisting of relatively fresh organic residues in which virtually entire original structures are discernible. May be discoloured and show some signs of biotic activity, but is not substantially comminuted and macroscopically does not show obvious signs of decomposition

F (fermented/decayed materials) (after Trowbridge *et al*, 1980) a terrestrial master organic horizon characterized by more or less disintegrated plant residues in which partial (rather than entire), macroscopically discernible vegetative structures are dominant. 'Plant residues' are interpreted as coherent tissue parts which are recognizable, as such, microscopically (Babel, 1975)

Fq (after Klinka *et al*, 1981) an F horizon with a matted banded fabric interwoven by abundant fungal hyphae. Faunal droppings or dropping residues are either absent or found only in small amounts

Fa (after Klinka *et al*, 1981) an F horizon in which the plant residues have been partly fragmented or comminuted by soil fauna. The materials are generally loose, not matted, fungal hyphae may be found in small amounts. Faunal droppings and dropping residues are numerous and can easily be observed macroscopically

Faq (after Klinka *et al*, 1981) an intergrade F horizon in which the materials show the presence of both fungal hyphae and faunal droppings. Droppings and dropping residues increase toward the lower part of the F horizon

H (after Trowbridge *et al*, 1980) a terrestrial master organic horizon dominated by fine substances in which the original structures are macroscopically indiscernible. "Fine substances" refers to organic materials without definite microscopically recognizable structures (Babel 1975). Cell wall fragments, small pieces of tissue comprised of a few cells, and fragments of fungal hyphae are included. The maximum size is approximately 100 μ . Organic fine substances do not correspond entirely to colloidal substances, which have a maximum size of 1 μ .

Endorganic horizons

Ah (after Canadian Soil Survey Committee, 1978) a mineral A horizon enriched with 17% or less organic carbon (about 30% organic matter) by weight, it has a moist colour value of 4 or less and at least one unit lower than the underlying horizon and 0.5% more organic carbon than the C horizon

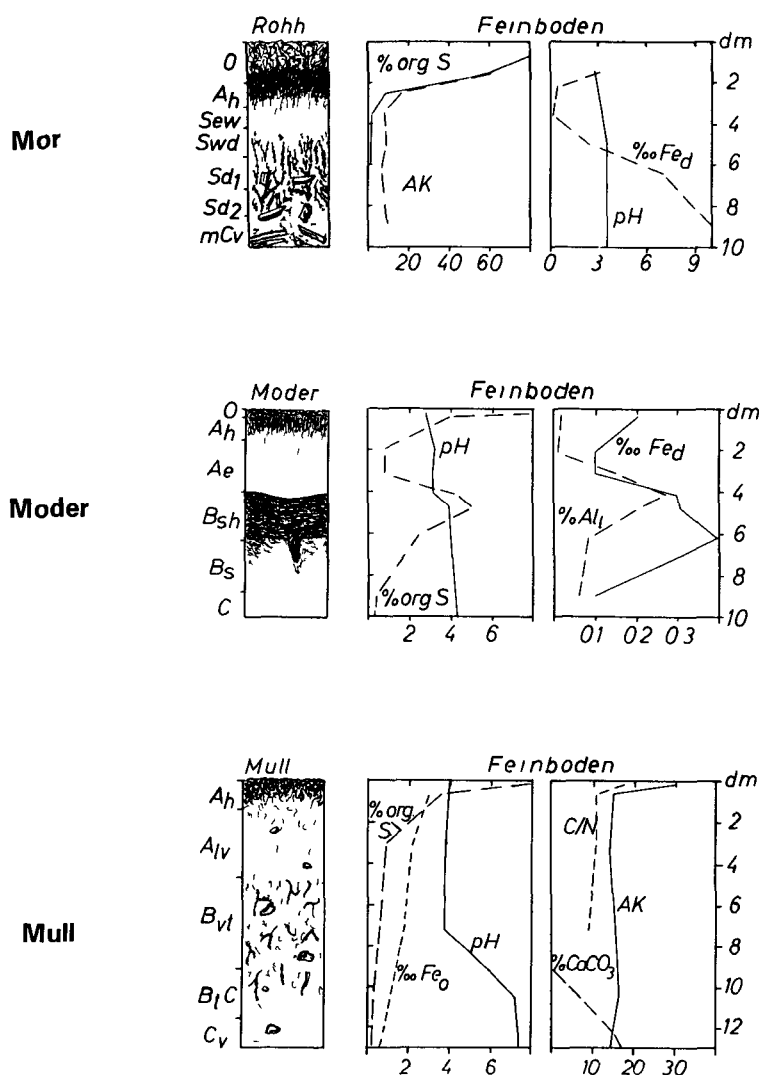
Ah0 a thin Ah top-horizon (mostly less than 6 cm and at maximum 10 cm thick) with a relatively large in situ accumulation of organic carbon (generally varying between 5 and 17% by weight), compared with the underlying Ah1 horizon (at least twice as large), it has a moist colour value of 3 or less and at least one unit lower than the underlying Ah1 horizon

Ah1 an Ah horizon underlying a darker coloured Ah0 horizon, implying that the organic carbon content is less than half of the Ah0

Ahp an Ah horizon disturbed by man's activities, mostly tillage

Transitional horizons from Ah to B or C may occur AhB, AhC

Figuur 2 Definities van ectorganische en endorganische horizonten (uit Klinka *et al*, 1981)



Figuur 3 Schematische weergave van enkele humus profielen en en fysisch-chemische bodemeigenschappen. Profiel Het mor profiel is in dit voorbeeld niet podzoliserend, maar vertoont wel uitspoeling van ijzer. Ter vergelijking lette men vooral op de strooisellaag (O), de uitspoelingslaag (A), de inspoelingslaag (B) en het moedermateriaal (C), de onderverdelingen zijn in dit kader minder relevant, deze zijn bepalend voor nadere bodemclassificatie. Bodemeigenschappen: AK, kationen uitwisselingscapaciteit (CEC), Al_i , NaOH-oplosbaar aluminium, $CaCO_3$, kalk, C/N, koolstof/stikstof ratio, Fe_o/Fe_d , oxalaat resp dithioniet oplosbaar ijzer, Org S, organische stof, pH, zuurgraad ($CaCl_2$) (naar Scheffer & Schachtschabel, 1982).

Mor humus wordt in de regel gekenmerkt door een dik humuspakket (5-30 cm). Omdat gravende en bodemvermengende bodemdieren vrijwel afwezig zijn en omdat er weinig OS uitspoelt noch gevormd wordt als wortel-humus, ontbreekt meestal een humeuze A-horizont. De overgangen tussen de afzonderlijke horizonten zijn scherp, waaruit

een geringe bioturbatie door bodemdieren blijkt. Vaak worden humusverbindingen naar diepere bodemlagen uitgespoeld: podzolizatie. De OS accumuleert in de vorm van faeces van springstaarten en mijten, en wordt afgebroken door schimmels. Bacteriën en actinomyceten zijn nauwelijks betrokken bij de afbraak. De humus wordt gekenmerkt door hoge C/N-ratio's (30-40) en lage pH-waarden (3-4). De humusverbindingen bestaan vooral uit fulvinezuren. Mor humus ontstaat vooral bij extreem voedselarme en grofkorrelige bodems onder vegetaties die moeilijk afbreekbaar en nutriëntenarm strooisel leveren, zoals heide-soorten of naaldbomen.

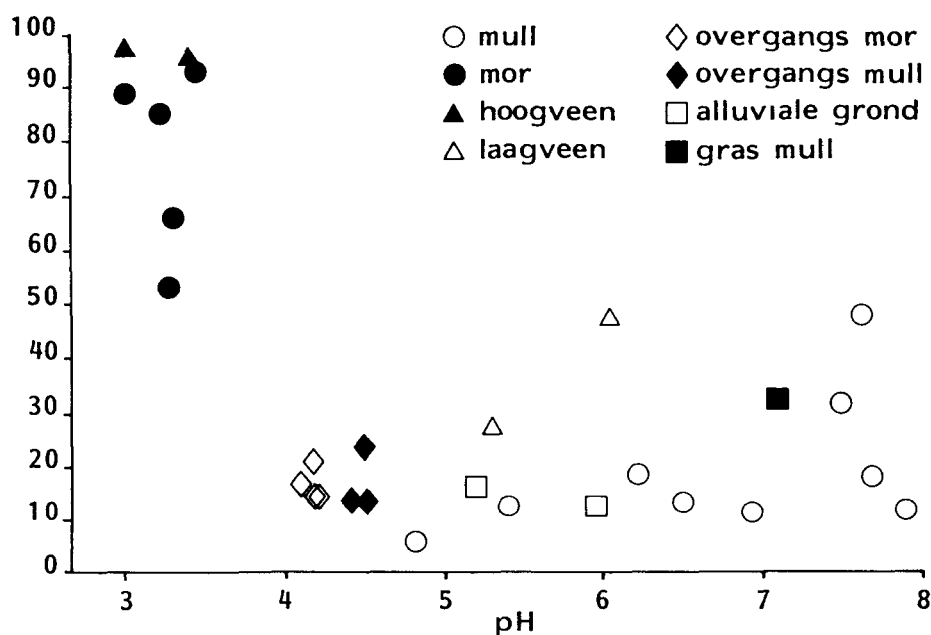
Bij moder humus worden meestal eveneens alle ectorganische subhorizonten aangetroffen, de overgangen zijn echter minder scherp, de horizonten met elkaar vervilt, en daaronder volgt een duidelijk ontwikkelde humeuze minerale bodem. In de ectorganische laag en in de bovenste minerale bodem worden aggregaten van faeces aangetroffen, afkomstig van potwormen en talrijke geleedpotigen. De C/N-ratio bedraagt ongeveer 20, en onder de humusverbindingen zijn naast fulvinezuren ook meer huminezuren vertegenwoordigd. De pH-waarden liggen tussen 3-4 op silicaat-gesteenten en kunnen oplopen tot boven pH 7 op carbonaat-gesteenten. Moder humus ontstaat vooral in naald- en loofbossen zonder kruidlaag op relatief voedselarme bodems.

Bij de humusvorm mull ontbreekt een humuslaag volledig, of verdwijnt in zomer-groene loofbossen enige maanden na bladafval, en is aldus niet altijd aanwezig. In de vaak zeer dikke Ah-horizont ontbreken strooiselfragmenten en is de OS veel meer voorhanden als fijne humus welke aan kleimineralen is verbonden. Vele gravende en geofage bodemdieren zijn vertegenwoordigd en de microflora bestaat voornamelijk uit bacteriën en actinomyceten. De C/N-ratio van humusdeeltjes ligt bij 10-15, de bodemreactie is zwak zuur tot basisch en huminezuren vormen de belangrijkste groep van humusverbindingen. Mull vormt zich in bodems met goede water- en luchtverhoudingen en vrij hoge nutriëntgehalten, waarin strooisel snel wordt afgebroken. Mull is gerelateerd aan vegetaties die voedselrijk, makkelijk verteerbaar strooisel leveren: steppenvegetatie en kruidenrijke loofbossen, en in principe ook weiden en akkerbodems.

In zowel mull als mor humusvormen neemt de capaciteit van de bovenste bodemlagen om kationen (nutriënten, waaronder zware metalen) te binden toe in verhouding tot de hoeveelheid aanwezige OS. In mull humus wordt deze capaciteit grotendeels verzadigd door basen, in mor humus door protonen en ammonium. Bij toenemend humusgehalte blijven zuurgraad en baseverzadiging betrekkelijk constant in mull bodems, terwijl in mor bodems de zuurgraad toeneemt en de baseverzadiging afneemt. Mull bodems bereiken tenslotte een evenwicht met relatief hoge beschikbaarheid van

nutrienten, met grote en snelle inputs en outputs. Mor bodems, daarentegen, bereiken een evenwicht onder lage beschikbaarheid van nutrienten en een beperkte doorstroom van mineralen.

Het OS-gehalte (gloeiverlies) bedraagt in mull bodems meestal niet meer dan 33%, terwijl dit bij mor tot 95% kan oplopen. De overgang van mull naar mor kan worden gekarakteriseerd door een overgangsreeks in pH van 3,8-4,8 en kan worden onderverdeeld in overgangsmull (pH > 4,4) en overgangsmor (pH < 4,2). In Figuur 4 wordt dit geïllustreerd voor bosbodems in het Engelse Lake District. Ter vergelijking zijn ook alluviale, hoogveen- en laagveengronden opgenomen.



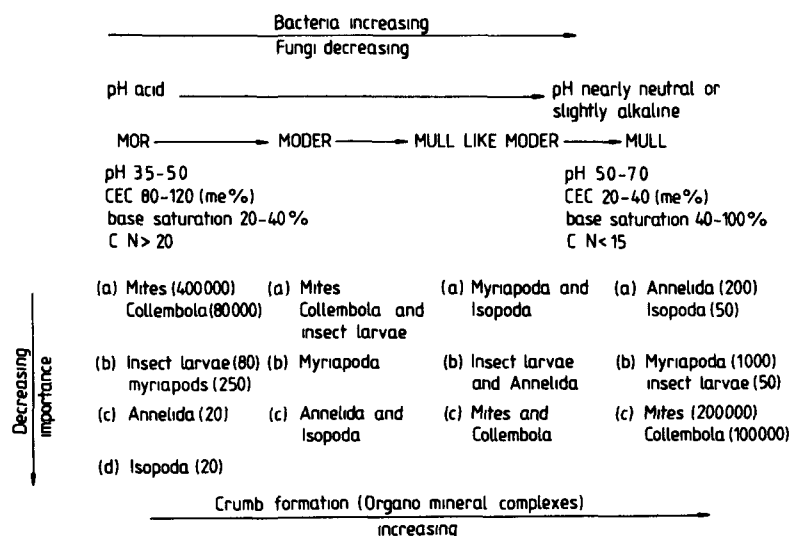
Figuur 4 Organisch stofgehalte (percentage gloeiverlies) van humus- en bodemtypen in relatie tot pH (uit Howard, 1969)

De ontwikkeling van humusvormen hangt sterk samen met het vegetatietype, en kan zelfs door een enkele soort bepaald worden. Zo is onder den en spar de F-horizont de voornaamste ectorganische horizon, terwijl dat onder Douglas de H-horizont is (Ovington, 1954). Ook in chemisch opzicht bestaan verschillen. In het algemeen zijn de karakteristieken van humusvormen van bosbodems minder goed gedocumenteerd dan die van graslanden (Ugolini & Edmonds, 1983). Onder vergelijkbare omstandigheden is in de regel het organisch stofgehalte van humusvormen onder grasland substantieel hoger dan onder bos of bouwland (Stevenson, 1982).

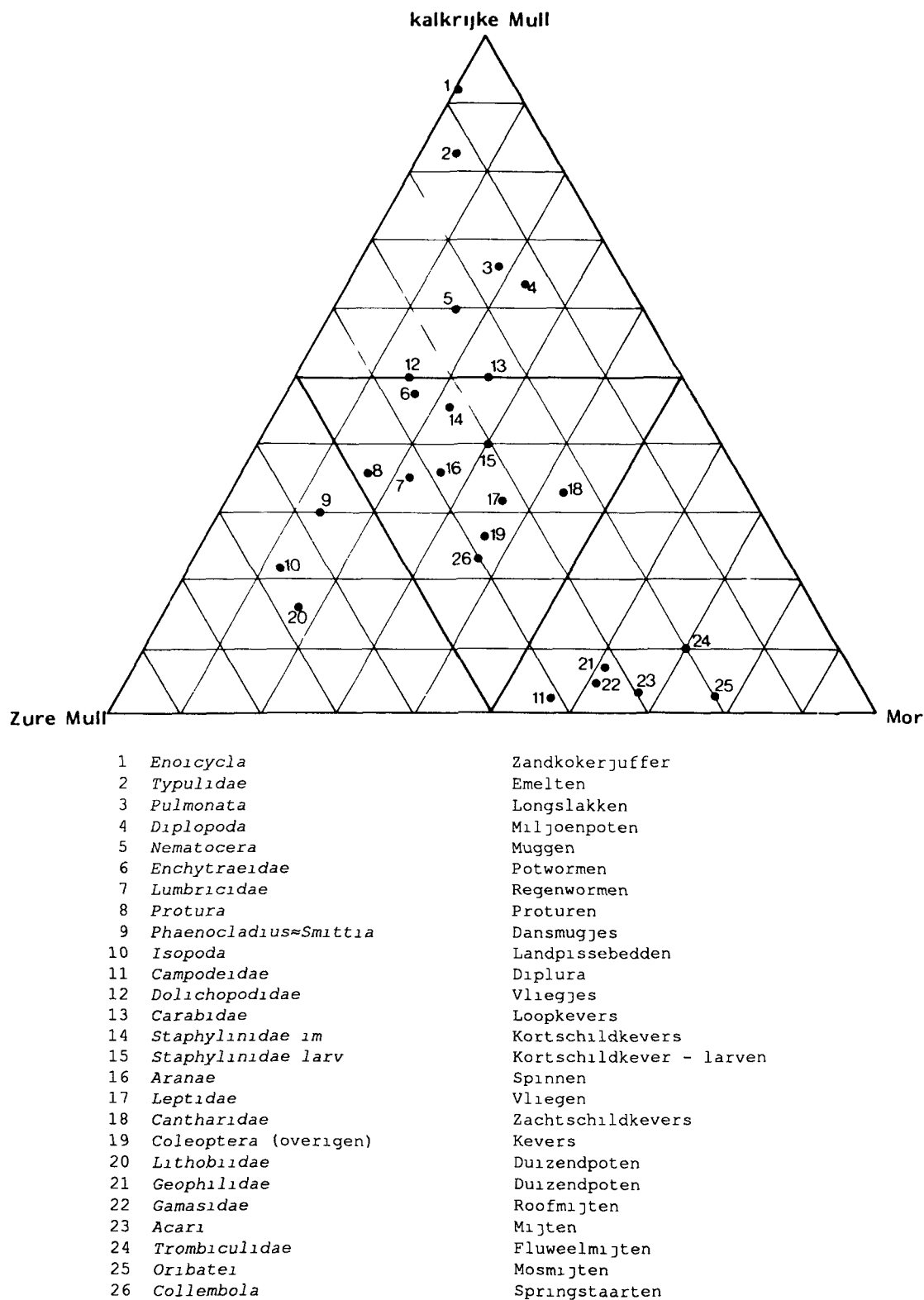
De ontwikkeling van humusvormen berust op een aantal pedologische processen die een tijdschaal van vele eeuwen tot millenia omvatten de "korte cyclus" in termen van Duchaufour (1982) De voornaamste pedologische processen voltrekken zich zelfs in een tijd-dimensie met een orde-grootte van 10 000 jaren of meer de "lange cyclus" (Duchaufour, 1982) Daarentegen spelen de nutriënten-cyclus zich af op de veel kleinere tijdschaal van seizoenen en decennia

2.2 BODEMORGANISMEN IN GESTRATIFICEERDE BODEMS

Bodemtypen met een humustypologie tussen mor en mull vertonen grote verschillen in de verdeling van OS over het bodemprofiel Daarmee gepaard gaan verschillen in de verticale distributie van bodemorganismen Binnen de reeks van bodemtypen bestaan bovendien grote verschillen in aantallen individuen en soorten, zoals in zijn algemeenheid geïllustreerd in Figuur 5 In Figuur 6 wordt de relatieve voorkeur van een aantal taxonomische groepen bodemdieren in meer detail weergegeven voor mull (kalkrijk of zuur) en mor bodems De figuur is bedoeld als globale benadering en heeft geen algemene geldigheid Duidelijk zijn de extreme posities van enkele grote groepen als emelten (kalkrijke mull) enerzijds, en springstaarten en mosmijten (mor) anderzijds Regenwormen en potwormen hebben als groep een voorkeur voor mull bodems tussen kalkrijke en zure extremen in (Minderman, 1981)



Figuur 5 Voorkomen van organismen in relatie tot het humustype van de bodem en de daaraan gerelateerde bodemkarakteristieken Tussen haakjes staan aantallen bodemdieren vermeld per m² (uit Eijsackers & Zehnder, 1990)



Figuur 6 Relatieve abundantie van bodemdieren in kalkrijke mull, zure mull en mor van een eikenbos (naar Minderman, 1981)

Naarmate de organische toplaag sterker is ontwikkeld, is de verdeling van de levensgemeenschap over het bodemprofiel meer onevenredig verdeeld. Mor humus bodems kenmerken zich door een concentratie van het grootste deel van het bodemleven aan het bodemoppervlak.

Organische bodems bezitten een specifiek bodemleven, dat kwalitatief en kwantitatief verschilt van het leven in minerale bodems. Onder de bodemdieren vormen de Collembola (springstaarten) bijvoorbeeld een grote en daarom belangrijke groep in bossen, venen en graslanden, met veel soorten en hoge dichtheden van individuen (meer dan in andere bodemtypen) (Wallwork, 1970), welke voornamelijk worden aangetroffen in de organische lagen of de bovenste 10-15 cm van de bodem (Van der Drift, 1951, Haarløv, 1955, Christiansen, 1964, Wood, 1967). In bodems met een verstoord profiel, zoals landbouwgrond, waar de grond en de OS gehomogeniseerd zijn in de bouwvoor, komen bodemdieren zoals springstaarten minder sterk geconcentreerd in de bovenste centimeters van de bodem voor (Holler-Land, 1962).

De ecologische functies van de voor organische bodems specifieke bodemfauna zijn eveneens verschillend of worden door verschillende taxa vervuld. Zo worden mor bodems gekenmerkt door een oppervlakkige laag van langzaam afbrekend organisch materiaal waarin vooral schimmels en fungivore springstaarten en mijten domineren, en vertonen mull bodems een meer homogene verdeling van OS waarop relatief meer bacteriën en bacterivore nematoden en potwormen gedijen. De fragmentatie van organisch materiaal in de beide humusvormen wordt in het algemeen voornamelijk door potwormen respectievelijk regenwormen verzorgd.

De snelheid waarmee strooisel verdwijnt van het bodem-oppervlak is zeer veel groter in mull humus dan in mor, maar dat neemt niet weg dat de mineralisatiesnelheid vrijwel gelijk kan zijn. In de regel is de mineralisatiesnelheid evenwel gecorreleerd aan de biologische activiteit (CO_2 -productie per gram organisch koolstof) en neemt deze af in de reeks

kalkrijke mull > mull > moder > mor

2.2.1 Microflora

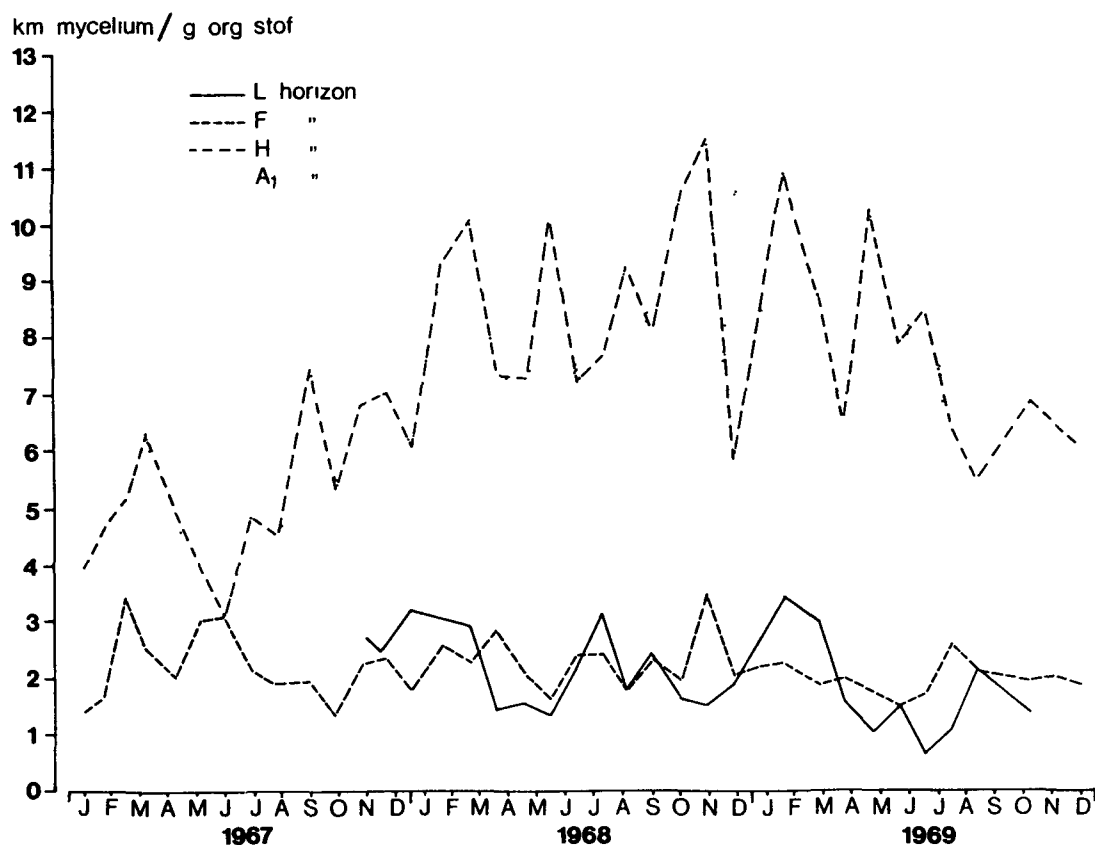
De hoeveelheid organisch materiaal in de bodem is een van de vele factoren welke bepalend zijn voor de verticale verspreiding van micro-organismen (schimmels, bacteriën, actinomyceten en algen). Ectorganische bodemhorizonten kenmerken zich door de aanwezigheid van een fors aandeel aan aantallen en biomassa van deze organismen van de totale populatie in de bodem. In Zweedse dennenbossen met mor humus is

16,5 km/g droge stof aan schimmeldraden aangetroffen in de F+H horizont (OS=74%), hetgeen overeenkomt met 94% van het totale mycelium in die bodem, terwijl slechts 4% aanwezig was in de direct daaronder liggende minerale horizont (OS=3,7%) (Bååth & Soderstrom, 1979). Een diepere verspreiding van schimmels werd beschreven voor een eiken/beukenbos met een mor humus profiel in Nederland, zoals weergegeven in Figuur 7. Hier herbergen de humuslaag (H) en de direct daaronder gelegen minerale laag (A₁) elk ongeveer 40% van het totale mycelium (Nagel-de Boois & Jansen, 1971). De temporele fluctuaties in de omvang van het mycelium worden vooral teweeg gebracht door variaties in vochtigheid van de bodem. Deze factor is waarschijnlijk ook de verklaring voor de verschillen in verticale distributie in bovenstaande voorbeelden, omdat de ectorganische horizont in het Zweedse voorbeeld dikker is en daardoor minder snel uitdroogt. In minerale bodems is de verticale distributie van schimmels minder oppervlakkig, en is bovendien de totale lengte van het mycelium veel korter.

Andere groepen micro-organismen vertonen overeenkomstige patronen in verticale distributie in de bodem (Alexander, 1975; Went & de Jong, 1968). Tabel 1 illustreert de verticale verspreiding van bacteriën in mor en mull bodems. Het voorkomen blijkt nauw gerelateerd aan organische stof, en is daarom geconcentreerd aan het bodemoppervlak.

Tabel 1 Aantallen bacteriën in diverse lagen van kalkrijke mull, zure mull en mor (naar Went & De Jong, 1986)

Bodemtype	Bodemlaag	pH-KCl	Vocht (%)	OS-gehalte (%)	Bact in grond (10 ⁵ g ⁻¹ dr gew)	Bact in OS (10 ⁵ g ⁻¹ dr gew)
Kalkrijke mull		7,2	31	11	1739	13324
	A 5 cm	7,2	23	6	286	5042
	A 20 cm	7,8	16	2	47	3427
Zure mull		3,3	46	24	1110	3290
	A 5 cm	3,4	17	7	95	1371
	A 10 cm	3,5	10	5	12	260
Mor	F ₁	3,4	67	68	945	1285
	F ₂	2,9	64	56	333	580
	H	2,9	48	31	89	324
	A 5 cm	3,4	32	14	52	403
	A 20 cm	3,8	32	6	7	113



	pH-KCl	% Org M	% Org C
L-laag (strooisellaag)	3,2	93,7	43,1
F-laag (fermentatielaag)	3,0	73,5	34,8
H-laag (humuslaag)	2,8	53,1	25,8
A-laag (minerale grond)	2,8	6,5	3,4

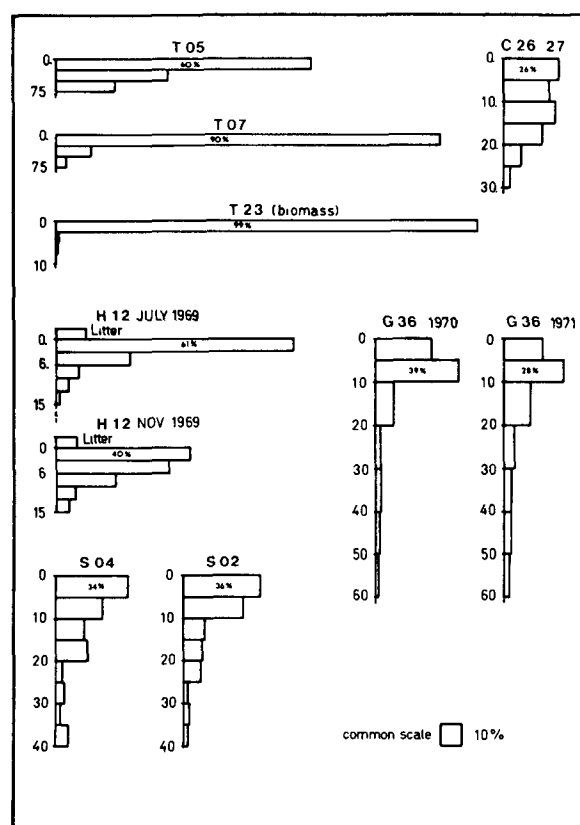
Figuur 7 Totale hoeveelheid mycelium (km g^{-1} organisch materiaal) en enige abiotische bodemfactoren in de L, F, H en A₁ laag van een eiken-beukenbos (naar Nagel-de Boois & Jansen, 1971)

In het voorgaande is opgemerkt dat bacteriën en actinomyceten een relatief minder abundante verspreiding in (zure) ectorganische bodems vertonen dan schimmels. Dit betekent echter niet dat typisch bacteriële omzettingsprocessen in dergelijke bodems niet zouden verlopen (NB actinomyceten, hoewel in uiterlijk gelijkend op schimmels, kennen een fysiologie die eerder bacterieel te noemen is). Het proces van nitrificatie bijvoorbeeld, wordt verzorgd door zuur-gevoelige, maar ook door ongevoelige en resistente stammen onder de nitrificeerders, zodat ook in mor humus nitrificatie kan worden waargenomen (De Boer *et al*, 1988).

2.2 2 Bodemfauna

Kwalitatieve aspecten

Publicaties over de verticale distributie van bodemdieren vermelden dat doorgaans het grootste deel van de bodemfauna populaties is geconcentreerd in de bovenste 5-10 cm van de bodem. Deze oppervlakkige verspreiding wordt geïllustreerd in Figuur 8 door het diagram voor *Collembola* in een gematigd beukenbos, waar 74-89% van de totale gemeenschap in de strooisellaag en de bovenste 6 cm van de minerale bodem werd aangetroffen. Ectorganische profielen met afbraakprocessen van organisch materiaal worden gekenmerkt door grote dichtheden springstaarten en mijten. In (minerale) bodems met minder stratificatie, zoals landbouwgronden, wordt minder aggregatie in de toplaag gevonden (Holler & Holler-Land, 1962).



Figuur 8 Voorbeelden van verticale distributie van *Collembola* in verscheidene ecosystemen. Verticale schaal is in centimeters weergegeven. Het oppervlak van de kolommen is evenredig met het aantal individuen in een specifieke bodemlaag als percentage van de totale populatie. T, boreaal naaldbos (Alaska/N Canada), C, beboste taiga (Alaska), H, beukenbos (Denemarken), G, prairie (Canada), S, savanne (Ivoorkust) (uit Petersen & Luxton, 1982).

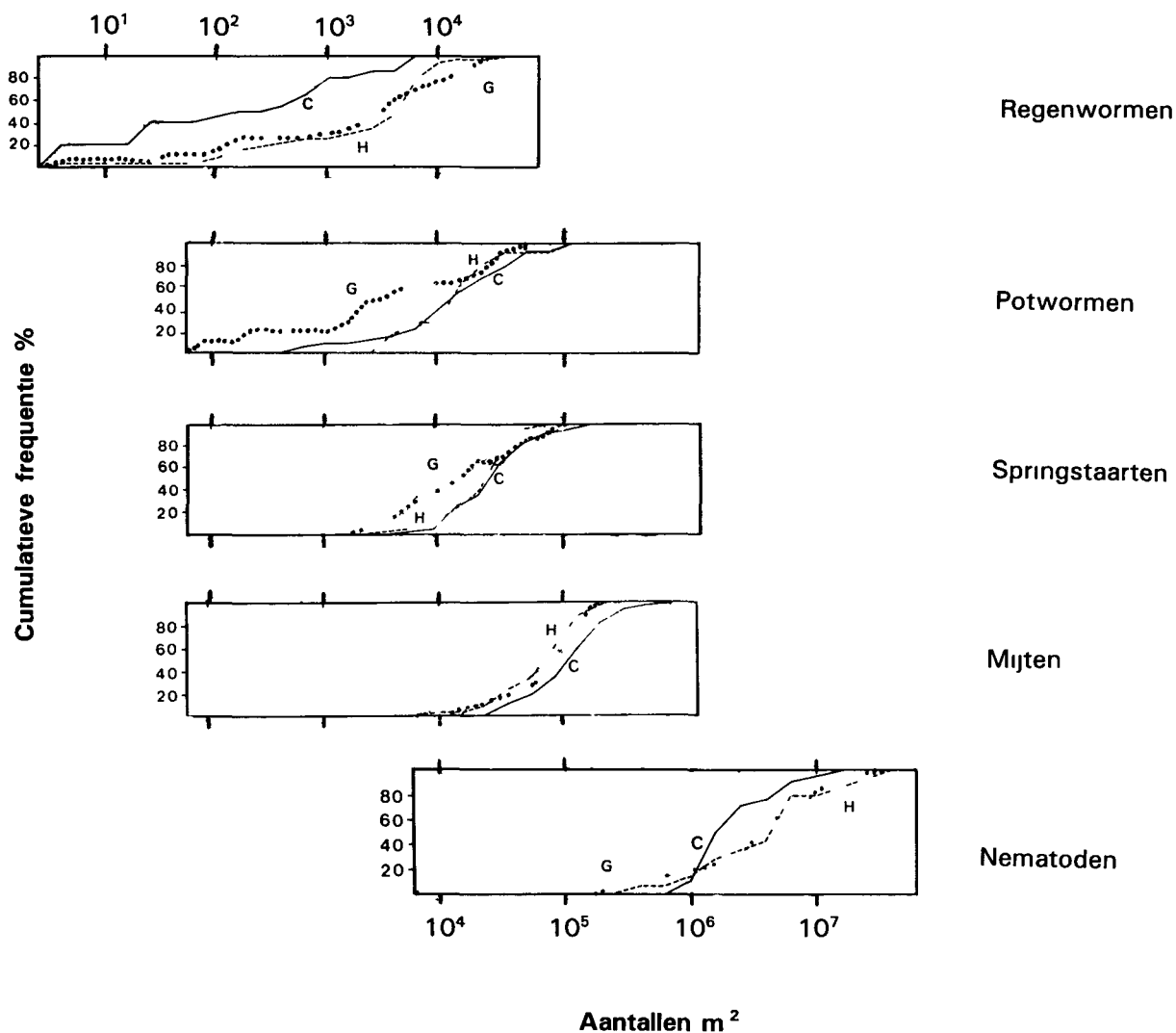
Binnen het oppervlakkig voorkomende deel van de gemeenschap valt een verdere opdeling te maken, welke kan resulteren in een zeer verfijnde verdeling van microhabitats tussen soorten (Faber & Joosse, 1994), waarbij onderscheid kan worden gemaakt tussen "strooisel-soorten" enerzijds, en "humus-soorten" anderzijds

Bodemdieren zijn mobiel. Een verticale mobiliteit wordt sterk gedreven door milieufactoren, zoals vocht en temperatuur. De verticale verdeling over het bodemprofiel hangt ook samen met lichaamsgrootte en het vermogen om te graven. Een vergelijking van de beschikbare informatie over verticale distributie van verscheidene groepen bodemfauna suggereert de volgende generalisaties (Petersen & Luxton, 1982)

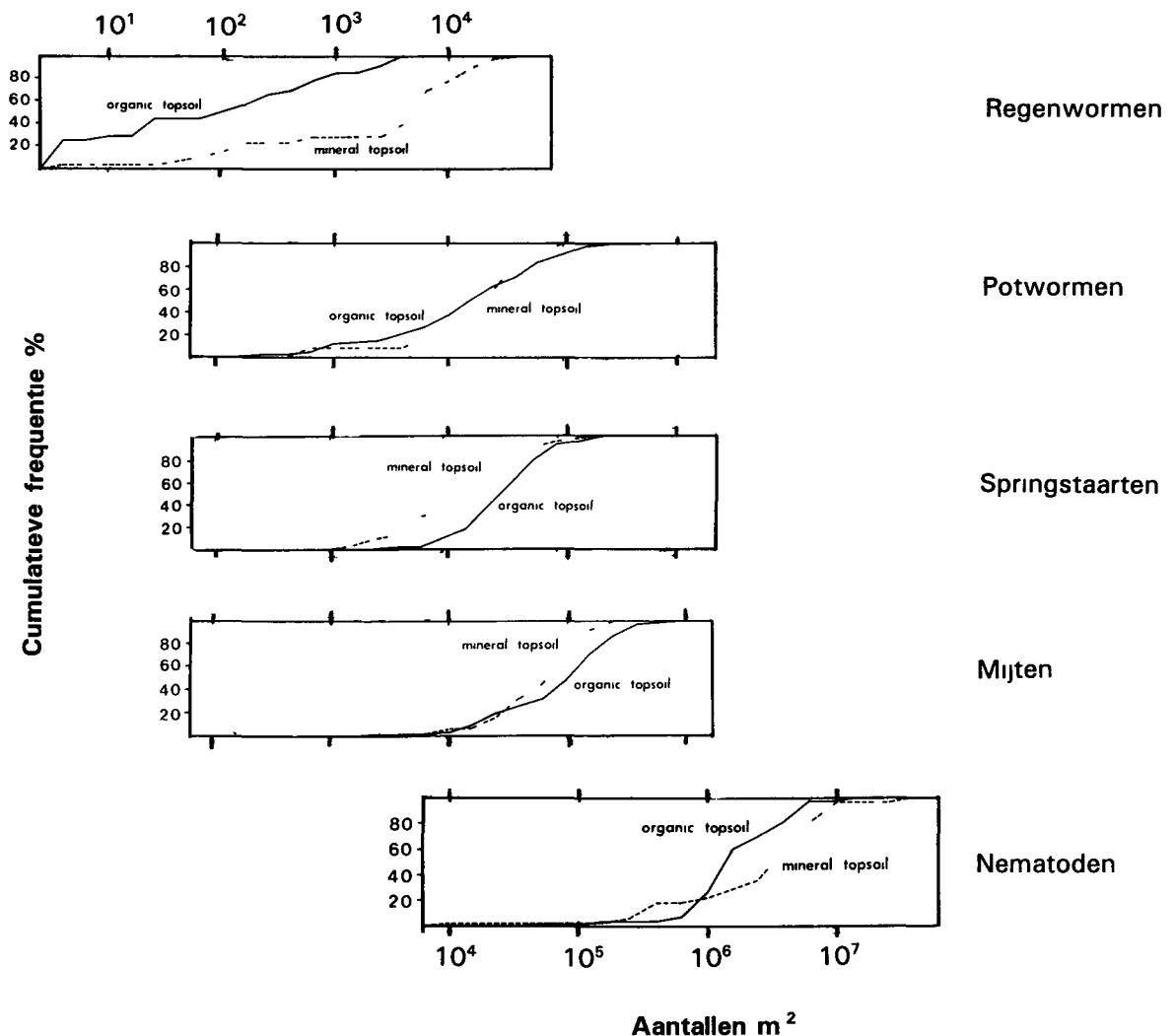
- 1 Verticale distributie (VD-)patronen van verschillende micro- en mesofauna groepen variëren parallel over diverse veldsituaties. De voornaamste groepen micro- en mesofauna volgen dezelfde VD-patronen als *Collembola* (zie Figuur 8)
- 2 Opvallend diepere distributies met populatie concentraties beneden de oppervlakte laag worden aangetroffen in droge natuurlijke graslanden
- 3 De bodemfauna van bosbodems met een dikke, losse organische toplaag kan gelijkmatig over de volledige dikte van deze organische laag zijn verdeeld, en kan zo een bredere VD bereiken dan gewoon is in bossen
- 4 Droge seizoenen en brand kunnen de VD sterk beïnvloeden. Begrazing van grasland kan samengaan met een meer oppervlakkige distributie van vooral nematoden. Dit is waarschijnlijk een gevolg van veranderingen in wortelkwaliteit en -biomassa

Kwantitatieve aspecten

Hieronder wordt een overzicht gegeven van dichtheden en biomassa van de meest relevante groepen bodemdieren. De gepresenteerde gegevens werden grotendeels herleid uit Petersen & Luxton (1982), met aanvullingen uit latere bronnen, waaronder Eijsackers *et al* (1988). Het overzicht is beperkt tot graslanden en bossen in de gematigde streken (Figuur 9). Voor zover kon worden achterhaald, is beschreven in hoeverre de verspreiding van bodemdieren samenhangt met het organisch karakter van de bodem (Figuur 10).



Figuur 9 Variabiliteit in voorkomen van bodemdieren in enkele ecosystemen in gematigde streken weergegeven als cumulatieve frequentie (%) van de relatieve verdeling van dichtheden. Regenwormen weergegeven als biomassa (zonder darminhoud, mg drooggewicht m^{-2}) C, naaldbos, G, grasland, H, loofbos (opnieuw getekend naar Petersen & Luxton, 1982)



Figuur 10 Variabiliteit in voorkomen van bodemdieren in bodems met organische of minerale toplaag weergegeven als cumulatieve frequentie (%) van de relatieve verdeling van dichtheden. Regenwormen weergegeven als biomassa (zonder darminhoud, mg drooggewicht m⁻²) (opnieuw getekend naar Petersen & Luxton, 1982)

* *Nematoda* (aaltjes)

De dichtheid van nematoden en de range van waarden zoals die in de literatuur kunnen worden aangetroffen is sterk afhankelijk van het type ecosysteem (zie overzicht en Figuur 9). Er blijken geen evidente verschillen te bestaan in de frequentieverdeling van aantalsschattingen in bosccosystemen en niet-bosccosystemen. In graslanden en loofbossen in gematigde streken lijken hogere aantallen nematoden te worden aangetroffen dan in naaldbossen; de meest frequente waarnemingen zijn 4 à 6,3 × 10⁶ m⁻² respectievelijk 1 à 2,5 × 10⁶ m⁻². De hoeveelheid geaccumuleerd organisch materiaal op de bodem blijkt van grote betekenis: in minerale bodems (bijvoorbeeld mull) worden

vaker hoge dichtheden nematoden aangetroffen dan in bodems met een sterk ontwikkelde organische horizon (bijvoorbeeld mor, veengrond)

Schattingen van de biomassa voor bosgebieden vallen in het algemeen lager uit dan voor graslanden, ondanks de vergelijkbare aantallen individuen. Naaldbossen in gematigde streken kenmerken zich in het algemeen door lagere aantallen en biomassa en gemiddelde individuele lichaamsgewichten van nematoden dan loofbossen (al zijn er uitzonderingen: een eikenbos bij Meerdink correspondeerde meer met naaldbossen (Van der Drift, 1974))

Overzicht dichtheden en biomassa van nematoden

	Dichtheid (aantallen m ⁻²)	Biomassa (mg m ⁻²)	Aantal waarnemingen
Graslanden	1,75-180 x 10 ⁵	21 - 5200	24
Loofbossen	3,5-125 x 10 ⁵	15 - 3000	11
Naaldbossen	11-70 x 10 ⁵	33 - 900	11

De soortenrijkdom (aantal soorten per lokatie) is in het algemeen hoger voor nematoden dan voor andere belangrijke taxa van bodemdieren (Yeates, 1970). Rijke mulle bodems lijken een hogere soorten diversiteit te herbergen dan arme, zure mor bodems. Deze tendens zal zich waarschijnlijk duidelijker openbaren bij voortschrijdende verzuring, omdat een groot aantal soorten, in naaldbossen op zure zandgronden bijvoorbeeld, op de rand van hun tolerantiegrens leeft (Bongers & Schouten, 1991).

Een aantal studies classificeren nematoden gemeenschappen als trofische groepen. Predatoire soorten nemen meestal slechts enkele procenten in van de totale aantallen nematoden, maar nemen een groter deel van de biomassa voor hun rekening vanwege hun grotere afmetingen. Plantparasieten kunnen een zeer groot deel uitmaken van de gemeenschap in (prairie-) graslanden. Deze soorten met hoge dichtheid en biomassa behoren strikt niet tot het detritus voedselweb.

Daarnaast zijn classificaties ontwikkeld op basis van r en K levensstrategie kenmerken, die goede mogelijkheden bieden om effecten van milieufactoren op de nematodengemeenschap te voorspellen (Bongers, 1990; De Goede, 1993).

* *Enchytraeidae* (potwormen)

Met betrekking tot dichtheden van potwormen in het veld valt een grote variatie in de literatuur te onderkennen. In het algemeen is een zekere toename in de aantallen te onderscheiden in de reeks (Didden, 1993).

bouwland < graslanden = loofbossen < naaldbossen < veen

Mor bodems (ectorganisch materiaal) bieden een beter geschikt substraat dan mull (Abrahamsen, 1972). In het algemeen bestaat er geen duidelijk onderscheid tussen de relatieve frequentieverdeling van dichtheden in minerale bodems (inclusief mull bodems) en organische horizonten (Figuur 10). Dit beeld is mogelijk enigszins vertekend als gevolg van ongunstige klimatologische omstandigheden met betrekking tot organische horizonten in koudere streken. De hoogste dichtheden worden evenwel in organische horizonten gevonden.

Overzicht dichtheden en biomassa van potwormen

	Dichtheid (aantallen m ⁻²)	Biomassa (mg m ⁻²)	Aantal waarnemingen
Graslanden	100 - 40 000	70 - 1000	10
Loofbossen	3000 - 100 000	400 - 1500	8
Naaldbossen	500 - 150 000	8 - 2000	18

In naaldbossen worden zonder uitzondering relatief lage gemiddelde individuele lichaamsgewichten beschreven. Ook loofbossen met een mor bodem kunnen deze tendens vertonen. De hoge dichtheden van dergelijke gemeenschappen gaan daarom niet samen met overeenkomstig hoge schattingen voor de biomassa. Het betreft veelal kleine soorten. Sommige loofbossen vallen op door gemiddeld betrekkelijk grote individuen, maar in de regel blijven schattingen van de biomassa beneden de hoogste voor naaldbossen (het gemengd eikenbos Meerdink vormt hierop een uitzondering, Van der Drift, 1974).

Het aantal soorten potwormen per lokatie is doorgaans laag. Mor bodems vertonen een lagere diversiteit dan mull en moder bodems. In voedselarme bodems bestaat een zeer sterke dominantie van de soort *Cognettia sphagnetorum*, een soort met grote individuen, zodat hier relatief hoge biomassa's worden aangetroffen.

* *Lumbricidae* (regenwormen)

Uit de in het kader van het "International Biological Program" (IBP) uitgevoerde veldinventarisaties zijn veel directe gegevens voortgekomen over biomassa schattingen van regenworm populaties. Voor graslanden en bossen wordt eenzelfde range van gemiddelde biomassa schattingen (drooggewichten exclusief darminhoud) gevonden, en er is geen duidelijk verschil in de frequentieverdeling van klassen van biomassa schattingen tussen beide groepen (Figuur 9). Bij regenwormen bestaat een positief verband tussen de dichtheid en de biomassa van populaties (Petersen & Luxton, 1982).

De populaties van regenwormen in minerale bodems hebben een hogere biomassa dan die in bodems met een organische toplaag. Er is een duidelijke verschuiving in de soortensamenstelling van vruchtbare mull bodems, met hoge aantallen individuen met een hoog percentage anecische² en endogeïsche soorten, naar arme bodems met kleine regenworm populaties bestaande uit kleine epigeïsche soorten.

Overzicht dichtheden en biomassa van regenwormen

	Dichtheid (aantallen m ⁻²)	Biomassa (mg m ⁻²)	Aantal waarnemingen
Graslanden	5 - 500	30 - 120 000	21
Loofbossen	4 - 493	70 - 200 000	24
Naaldbossen	0 - 170	0 - 10 000	17

De hoogste schatting voor de biomassa van een populatie is gemeld voor een haag-beukenbos op mull bodem (Bouché, 1975), daarentegen kenmerken loofbossen op mor bodems of op verschraalde minerale bodems zich door kleine populaties of zelfs afwezigheid van regenwormen. In dennenbossen komen alleen populaties van betekenis voor, wanneer de bodem een mull of moder humus profiel vertoont. In naaldbossen op mor is de dichtheid en de individuele biomassa gering. De biomassa van populaties in loofbossen is in de regel groter dan die in dennenbossen.

Er is een onderling verband tussen de activiteit van regenwormen en bodemcondities. Regenwormen scheppen en onderhouden optimale omstandigheden voor de overleving van eigen populaties in de bodem.

* *Collembola* (springstaarten)

Schattingen van de dichtheid van springstaarten in onbeboste natuurlijke gebieden variëren over een breder traject dan schattingen voor bosccosystemen, maar er is geen verschil in de gemiddeld aangetroffen dichtheden. In afzonderlijke ecosystemen in de gematigde streken lijkt een toename te constateren in de reeks

graslanden < loofbossen < naaldbossen

Organische horizonten vertonen vaak hogere dichtheden dan minerale bodemlagen (Figuur 10)

² Op basis van de keuze van habitat en voedsel worden regenwormen geïnclassificeerd in 'ecologische groepen' (Perel, 1977) of 'strategieën' (Bouche, 1977): epigeïsch, aan de oppervlakte levend, strooiseleter, anecisch, verticale gangen bewonend, strooiseleter, endogeïsch, in diepere bodemlagen levend, geofaag.

In graslanden worden vaak betrekkelijk weinig soorten aangetroffen (16 à 32 soorten), terwijl loofbossen veel rijker zijn (36 tot meer dan 60 soorten). Naaldbossen nemen een middenpositie in met 24 tot 32 soorten.

Overzicht dichtheden en biomassa van springstaarten

	Dichtheid (aantallen m ⁻²)	Biomassa (mg m ⁻²)	Aantal waarnemingen
Graslanden	7-100 x 10 ³	20 - 200	8
Loofbossen	18-60 x 10 ³	40 - 125	7
Naaldbossen	10-100 x 10 ³	40 - 200	12

* *Acarina* (mijten)

Het merendeel van de literatuur over mijten gemeenschappen betreft het taxon als geheel. Veel minder gegevens zijn beschikbaar over de afzonderlijke ordes van mijten welke functioneel op verschillende wijze relevant zijn voor het detritus voedselweb, te weten *Cryptostigmata*, *Astigmata*, *Mesostigmata* en *Prostigmata*.

De gegevens met betrekking tot mijten als totale groep tonen in het algemeen de hoogste dichtheden voor bosgebieden. Naaldbossen overtreffen hierbij de loofbossen, hoewel de loofbossen met een zure mor bodem eveneens door hogere dichtheden gekenmerkt worden.

Organische horizonten herbergen vaker hogere dichtheden dan minerale bodems (Figuur 10), vooral wanneer deze vergelijking tot bosccosystemen wordt beperkt. De hoge dichtheden in naaldbossen gaan niet altijd gepaard met een hoge biomassa, omdat een groot deel van de gemeenschap kan bestaan uit prostigmatide mijten. Loofbossen op mor bodems vertonen de hoogste biomassa, loofbossen op mull vallen lager uit (100-400 mg drooggewicht m⁻²).

Overzicht dichtheden en biomassa van mijten

	Dichtheid (aantallen m ⁻²)	Biomassa (mg m ⁻²)	Aantal waarnemingen
Graslanden	20-80 x 10 ³	40 - 100	4
Loofbossen	40-200 x 10 ³	200 - 1300	6
Naaldbossen	30-750 x 10 ³	60 - 800	9

Cryptostigmatide mijten vormen in het algemeen de voornaamste component van de mijten gemeenschap, vooral op basis van biomassa. De groep is het meest dominant in bosccosystemen.

Astigmatide mijten kunnen een relatief groot aandeel van de gemeenschap uitmaken in grasland op veengrond (Persson & Lohm, 1977), en doen het in het algemeen goed in diepe organische horizonten. Schattingen van de biomassa vallen echter altijd laag uit (relatief), vanwege de geringe gemiddelde lichaamsgewichten (3-60 mg drooggewicht m^{-2}).

Overzicht dichtheden en biomassa van cryptostigmatide mijten

	Dichtheid (aantallen m^{-2})	Biomassa (mg m^{-2})	Aantal waarnemingen
Graslanden bodem	40×10^3	40	1
Graslanden zode	$70-130 \times 10^3$	180 - 230	2
Loofbossen mull	$20-50 \times 10^3$	100 - 400	5
Loofbossen mor	$100-300 \times 10^3$	400 - 1000	6

Gegevens voor mesostigmatide mijten worden vaak niet onderscheiden naar de twee groepen *Uropodina* en *Gamasina*, die onderling verschillende plaatsen in het voedselweb innemen. De weinige gegevens wijzen meestal op de laatste groep als meest relevante voor dichtheden en biomassa bezetting onder de *Mesostigmata*. Mesostigmatide mijten bereiken veelal de hoogste dichtheden in boscosecosystemen (evenals *Cryptostigmata* en *Acar*i als geheel).

Overzicht dichtheden en biomassa van mesostigmatide mijten

	Dichtheid (aantallen m^{-2})	Biomassa (mg m^{-2})	Aantal waarnemingen
Graslanden	$8-13 \times 10^3$	65 - 100	2
Loofbossen	$3,6-12 \times 10^3$	22 - 140	3
Naaldbossen	$7,2-15 \times 10^3$	20 - 90	5

Overzicht dichtheden en biomassa van prostigmatide mijten

	Dichtheid (aantallen m^{-2})	Biomassa (mg m^{-2})	Aantal waarnemingen
Graslanden	50×10^3	15	1
Loofbossen	$11-20 \times 10^3$	3,7 - 60	3
Naaldbossen	$10-200 \times 10^3$	12 - 50	5

Schattingen voor dichtheden en biomassa van prostigmatide mijten zijn weinig voorhanden en soms onbetrouwbaar vanwege de geringe lichaamsafmetingen. De hoogste dichtheden en biomassa's worden in de regel bereikt in naaldbossen.

Over de volgende groepen zijn relatief weinig gegevens beschikbaar.

** Isopoda* (pissebedden)

De dichtheden van pissebedden in loofbossen op mull bodems kunnen aanzienlijk zijn, op mor bodems worden doorgaans slechts lage aantallen gevonden. Een aantal waarnemingen aan deze groep is beperkt tot de echte strooisel en bodembewonende soorten, welke klein van afmetingen zijn, waarbij buiten beschouwing zijn gebleven de soorten die sterk geaggregeerd in het veld voorkomen (bijvoorbeeld in speciale microhabitats zoals boomstronken).

Overzicht dichtheden en biomassa van pissebedden

	Dichtheid (aantallen m ⁻²)	Biomassa (mg m ⁻²)	Aantal waarnemingen
Graslanden	20 - 85	60 - 220	3
Loofbossen	10 - 300	105 - 270	6
Naaldbossen	0,5	0,1 - 0,95	2

** Diplopoda* (miljoenpoten)

De meeste gegevens voor deze groep betreffen gemeenschappen van bosgebieden, met name loofbossen. De hoogste schattingen voor dichtheid en biomassa worden vermeld voor loofbossen, de laagste voor naaldbos. Er is geen relatie tussen dichtheden en biomassa.

Overzicht dichtheden en biomassa van miljoenpoten

	Dichtheid (aantallen m ⁻²)	Biomassa (mg m ⁻²)	Aantal waarnemingen
Graslanden	1,9 - 140	30 - 2500	5
Loofbossen	5 - 270	95 - 3400	9
Naaldbossen	2 - 60	1,5 - 1000	6

** Diptera larvae* (maden en emelten)

Door verschillen in technieken ter bemonstering van deze fauna lopen de verkregen resultaten sterk uiteen met betrekking tot soortensamenstelling. De kleinere soorten kunnen worden onderschat, als gevolg waarvan dichtheden niet zelden ernstig worden onderschat. Zowel in naaldbossen als in loofbossen kan een grote variatie in biomassa bestaan. De hoogste biomassa schattingen hebben hoofdzakelijk betrekking op zure mor bodems, hoewel voor dit type bodem ook lage schattingen bekend zijn. Graslanden vertonen in het algemeen een lagere biomassa aan diptera larven dan bossen.

Overzicht dichtheden en biomassa van maden en emelten

	Dichtheid (aantallen m ⁻²)	Biomassa (mg m ⁻²)	Aantal waarnemingen
Graslanden	2 - 6 500	24 - 7 000	5
Loofbossen	6 - 14 000	14 - 12 000	22
Naaldbossen	7 - 800	10 - 1 400	14

* *Chilopoda* (duizendpoten)

Voor deze groep zijn geen gegevens gevonden over het voorkomen in relatie tot het organisch stofgehalte van de bodem. De hoogste schattingen voor biomassa worden in het algemeen gegeven voor loofbossen op mor.

Overzicht dichtheden en biomassa van duizendpoten

	Dichtheid (aantallen m ⁻²)	Biomassa (mg m ⁻²)	Aantal waarnemingen
Graslanden	2,8 - 125	5 - 1 000	5
Loofbossen	7 - 250	24 - 1 000	11
Naaldbossen	2 - 175	2,5 - 450	11

* *Coleoptera* (kevers)

Hoewel een belangrijke groep bodemdieren, zijn er betrekkelijk weinig gegevens voorhanden, die niet altijd onderling vergelijkbaar zijn omdat deze soms de totale groep betreffen, en in andere gevallen betrekking hebben op specifieke trofische subgroepen (zoals worteleaters kniptorren en *Curculionidae*, predatoren loopkevers en kortschildkevers). Voor loop- en kortschildkevers wordt de biomassa geschat op 3 tot 312 mg drooggewicht per m².

* *Araneidae* (spinnen)

De dichtheid en biomassa van spinnen wordt soms onderschat doordat kleine soorten en juvenielen van grotere soorten of in andere gevallen de grote oppervlakkig levende soorten buiten beschouwing blijven. De hoogste dichtheden worden vermeld voor loofbossen, en vooral mor bodems kenmerken zich vaak door een hogere dichtheid en biomassa.

Overzicht dichtheden en biomassa van spinnen

	Dichtheid (aantallen m ⁻²)	Biomassa (mg m ⁻²)	Aantal waarnemingen
Graslanden	1 - 200	0,5 - 35	5
Loofbossen	22 - 500	12,5 - 150	12
Naaldbossen	2,5 - 420	8,5 - 130	8

* *Gastropoda* (slakken)

Ook over deze groep bodemdieren zijn weinig gegevens beschikbaar, hoewel deze groep op grond van enkele schattingen voor biomassa in sommige ecosystemen tot de meer relevante taxa moet worden gerekend. In loofbossen worden de hoogste biomassa's aangetroffen (tot 883 mg m⁻²), welke kunnen worden teruggevoerd op het voorkomen van enkele grote naaktslakken. In naaldbossen zijn slakken minder talrijk of afwezig. Er zijn geen gegevens gevonden met betrekking tot het voorkomen in relatie tot organische stof.

2.2.3 Beworteling³

Wortels hebben twee functies voor planten: a) opname van water en nutriënten, b) stabiliteit van de plant. Bij bomen wordt de stabiliteit verzorgd door de dikkere wortels, die in een groot bodemvolume verankerd zijn door middel van de fijne wortels. De opname van water en voedingsstoffen wordt bij planten, dus ook bij bomen, voornamelijk verzorgd door de fijne wortels, met een diameter (soms veel) kleiner dan 2 mm. Water en nutriënten zijn essentieel voor het normaal functioneren en groeien van planten, de fijne wortels vormen daarom een cruciale connectie met de bodem.

Fijne wortels nemen over de gehele lengte water en nutriënten op (De Willigen & Van Noordwijk, 1987), met uitzondering van calcium en magnesium, die vooral door de worteltoppen worden opgenomen (Troughton, 1981). Doordat in de organische top laag en de minerale bovengrond de beschikbaarheid van nutriënten hoog is, nemen wortels daar naar verhouding meer nutriënten op, terwijl in de ondergrond de opname van water relatief groter is. De feitelijke opname is afhankelijk van de vraag van de plant en van de omstandigheden in de rhizosfeer (Rendig & Taylor, 1989).

Er is een duidelijke seizoensdynamiek binnen het wortelstelsel in de opname van water en nutriënten. In de loop van het groeiseizoen neemt de opname door oppervlakkige wortels af, terwijl die door diepere wortels toeneemt (Lipps *et al.*, 1957, in Nye & Tinker, 1977).

De plaats in de bodem waar zich fijne wortels bevinden wordt bepaald door kleinschalige verschillen in fysische (vocht en dichtheid) en chemische (nutriënten en toxische stoffen) factoren. Onder vochtige omstandigheden is de organische top laag aantrekkelijk voor beworteling vanwege de concentratie van voedingsstoffen. Door

³ Auteur: Ad Olsthoorn

uitdrogen van deze laag treedt veelal sterfte op van de fijne wortels (Shone & Flood, 1983), na regen kan snelle hergroei optreden

Als gevolg van een grote dynamiek in wortelgroei (productie en sterfte) produceren fijne wortels een belangrijke hoeveelheid detritus, dat deels in de organische top-laag, deels in de minerale bodem bijdraagt aan de hoeveelheid OS, en langzaam afgebroken wordt. In naaldbossen is de productie van OS door wortelsterfte groter dan in loofbossen, en kan zelfs de bovengrondse productie van organisch materiaal overtreffen (Vogt *et al*, 1991a)

In deze paragraaf wordt de verdeling van boomwortels in de bodem besproken, waarbij voornamelijk gekeken wordt naar de procentuele hoeveelheid wortels in de ectorganische horizont (Tabel 2). De meeste publicaties vermelden ook gegevens over de wortelverdeling in de minerale bodem, deze worden hier echter niet gepresenteerd. De totale hoeveelheid (biomassa) fijne wortels in de bodem ligt, afhankelijk van boomsoort, groeiplaats en klimatologische omstandigheden, globaal tussen 1000 en 5000 kg ha⁻¹.

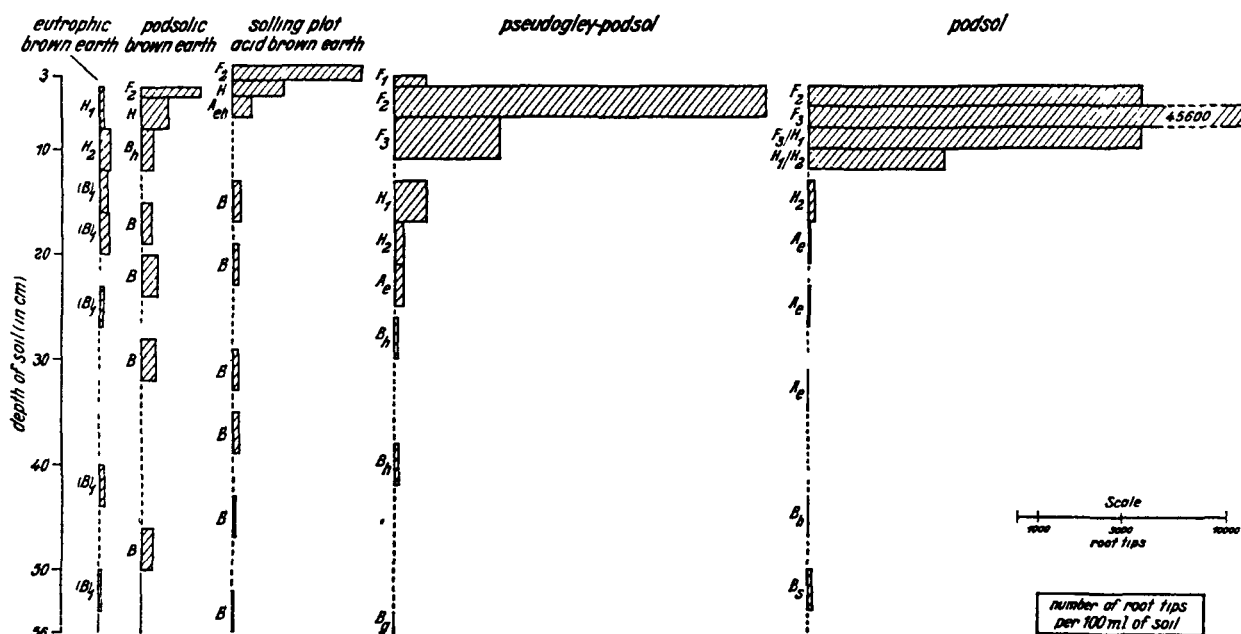
Uit Tabel 2 blijkt dat het percentage levende fijne wortels in de ectorganische laag sterk kan variëren tussen 0 en 80%. De worteldichtheid is vooral hoog in bewerkte bodemlagen. Ook worden er veel wortels gevonden in veenlagen (Ford & Deans, 1977). Bij vergelijking van boomsoorten blijkt vaak een verschil in oppervlakkigheid van de beworteling. Zo lijkt fijnspar meer oppervlakkig te wortelen dan grove den (McKay & Malcolm, 1988), omdat in de gemengde opstand met grove den de beworteling in de ectorganische horizont geringer is. Loofbomen lijken iets minder in de ectorganische horizont te wortelen dan naaldbomen (Vogt *et al*, 1987). Meyer (1967) vindt de beuk sterker dan fijnspar reageren op verschillen in rijkdom aan nutriënten (in oppervlakkigheid van de beworteling). Mogelijk is in oudere opstanden de procentuele worteldichtheid in de ectorganische horizont hoger dan in jonge opstanden (Persson, 1983), dit kan echter ook te maken hebben met de sluitingsgraad van de opstand.

Tabel 2 Het aandeel van levende fijne wortels in de ectorganische horizont in bosbodems, als percentage van de totale beworteling van de bodem. De beworteling wordt aan verschillende variabelen (biomassa, wortellengte, aantal worteltopjes of bezettingsgraad van mycorrhiza op worteltopjes) beschreven. Afkortingen soortsnamen (met hoofdletter is afkorting van latijnse naam): **dg** = Douglas, **Ts** = Tsuga heterophylla, **Th** = Thuja plicata, **fs** = fijnspar, **gd** = grove den, **Pr** = Pinus rigida, **bu** = beuk, **Pe** = Pinus elliotii, **Pt** = Populus tremuloides, **Pb** = Pinus banksiana, **naald** = naaldbomen (diverse soorten), **loof** = loofbomen (idem)

Boomsoort	Beworteling			Bronvermelding
	%	horizont	variabele	
bu	60	F	topjes	Meyer & Gottsche, 1971
"	20	H	topjes	"
"	80	F+H	topjes	"
"	70	F+H	biomassa	"
dg+bu	±10	F+H	lengte	Hendriks & Bianchi, 1991
dg	6-13	F+H	biomassa	Olsthoorn, 1991
Pe	50	F+H	biomassa ¹⁾	Golz <i>et al</i> , 1986
fs	±30	F+H	lengte	Zottl, 1964
bu	30	F+H	topjes	Meyer, 1967
fs	20	F+H	topjes	"
fs	57-77	F+H	mycorrh topjes	Rastin, 1991
fs	53-62	F+H	biomassa	"
gd jong	30	F+H	biomassa	Persson, 1983
gd oud	45	F+H	biomassa	"
Pt	17-55	L+F+H	lengte	Strong & La Roi, 1985
Pb	1	L+F+H	lengte	"
gd	40	L+F+H	lengte	Lyr & Hoffmann, 1967
naald	0-40(60)	L+F+H	biomassa	Vogt <i>et al</i> , 1987
loof	0-30(40)	L+F+H	biomassa	"
naald	20-40	L+F+H	biomassa	Vogt <i>et al</i> , 1981
gemengd	30-60	L+F+H	biomassa ¹⁾	Ehrenfeld <i>et al</i> , 1992
dg+Ts+Th	40-60	L+F+H+Ah	biomassa	Eis, 1987
fs	52	L+F+H+Ah	biomassa	McKay & Malcolm, 1988
fs+gd	30	L+F+H+Ah	biomassa	"

¹⁾ fijne wortels < 1 mm diameter

Omdat in de ectorganische horizont de wortels dunner zijn (zie bijvoorbeeld Olsthoorn, 1991), zijn de percentages uitgedrukt in lengte vaak iets hoger. Ook de vertakingsgraad is hoger in deze horizont (Eis, 1987), zodat ook hiervoor de percentages hoog zijn. Meyer & Gottsche (1971) vinden mogelijk daarom erg hoge gehalten in de ectorganische horizont, waarbij de meeste fijne wortels in de F-laag te vinden zijn (zie ook Figuur 11). Op arme bodems zijn de hoogste percentuele gehalten aan fijne wortels in de ectorganische horizont (Zottl, 1964, Meyer & Gottsche, 1971, Vogt *et al*, 1983, 1987, Eis, 1987, Ehrenfeld *et al*, 1992), waar vaak de totale hoeveelheid fijne wortels ook hoger is (Keyes & Grier, 1981, Vogt *et al*, 1987, Olsthoorn, 1991).



Figuur 11 Bewortelingsgraad (aantal worteltopjes 100 ml^{-1} grond) van enkele bodemtypen in relatie tot het bodemprofiel (uit Meyer & Gottsche, 1971)

In zandige bodems met mor humus hangt de hoeveelheid wortels in de ectorganische horizont zeer nauw samen met de dikte van de laag (Ehrenfeld *et al*, 1992). De worteldichtheid in de ectorganische horizont is meestal het hoogst van het gehele profiel, echter door de soms geringe dikte (soms slechts enige centimeters) is de hoeveelheid niet altijd erg hoog. Enige jaren na een bemesting kan de beworteling oppervlakkiger zijn geworden (Zottl, 1964, Lyr & Hoffmann, 1967).

Een andere reden voor variatie in de cijfers, is het tijdstip van monstername. Vogt *et al* (1981) vinden de laagste gehalten in de ectorganische horizont aan het eind van de zomer en de hoogste gehalten aan het eind van de winter, respectievelijk begin van het voorjaar. Dit heeft ongetwijfeld met de vochtvoorziening te maken. Olsthoorn & Tiktak (1991) vonden veel wortelsterfte tijdens een droge periode. Dit verklaart ook waarom er regelmatig geen (levende) wortels in de ectorganische horizont worden aangetroffen. In de meeste gevallen zal dit een tijdelijke situatie zijn. Met name de ectorganische horizont kent sterke wisselingen van vochtgehalten, zodat de dynamiek in de bewortelingsgraad groot zal zijn: sterfte bij droogte en aangroei na regen (Rendig & Taylor, 1989).

Vogt *et al* (1981) vinden eenzelfde dynamiek voor wortels die met mycorrhiza bezet zijn, echter met een iets groter aandeel van gemycorrhizeerde wortels in de ectorganische horizont. Dahlberg (1990) vindt daarentegen dat de aanwezigheid van humus

weinig effect heeft op de vorming van mycorrhiza. Hij vindt wel een grote ruimtelijke variatie in de bezettingsgraad met mycorrhiza. In Tabel 2 is de bezettingsgraad met mycorrhiza niet vermeld, omdat dit in de meeste studies niet onderzocht is. Bij bomen is de bezetting met mycorrhiza-schimmels meestal hoog, slechts bij exoten is het aantal symbionten soms beperkt (zie bijvoorbeeld Jansen & De Nie, 1988). Mycorrhizaschimmels zijn over het algemeen belangrijk voor opname van fosfaat en opname uit complexe stikstofverbindingen. Daarnaast zijn er veel relaties met andere bodemschimmels en de bodemfauna (Vogt *et al.*, 1991b).

Ondanks de grote variatie in bewortelingsgraad van fijne wortels bij bomen kan geconcludeerd worden dat een belangrijk deel van de beworteling van bosbodems aan de ectorganische laag is verbonden. Een oppervlakkige verontreiniging van de bodem zou specifiek de beworteling en het functioneren van de oppervlakkige wortels kunnen beïnvloeden, en zo direct effect hebben op de prestaties van de hele plant (zie paragraaf 3.2.2).

3 ECOTOXICOLOGISCHE RISICO'S

Bij de in dit hoofdstuk gepresenteerde verkenning van de ecotoxicologische risico's rond contaminatie van organische bodems worden twee benaderingen gevolgd. Enerzijds wordt een analyse gemaakt van de blootstelling van bodemorganismen in minerale bodems in vergelijking tot die in organische bodems. Hierbij wordt nadruk gelegd op blootstelling via de bodemoplossing. Anderzijds wordt een analyse van effecten gepresenteerd, waarbij de gevoeligheid van organismen en bodemprocessen wordt onderzocht in een vergelijking van toxiciteitsgegevens voor organische en minerale substraten.

3.1 BLOOTSTELLING

In deze paragraaf wordt allereerst een overzicht gegeven van achtergrondgehalten van metalen in organische bodems, en de verdeling van metalen over het bodemprofiel in een vergelijking tussen organische en minerale bodems. Daarna komt de speciatie en biologische beschikbaarheid van metalen in organische bodems aan de orde.

3.1.1 Achtergrondgehalten

Een vergelijking van metaalgehalten in niet-verontreinigde organische bosbodems in Noordwest-Europa (Tabel 3) leert dat achtergrondgehalten in strooisel- en humuslagen variabel kunnen zijn, afhankelijk van het element. Zo blijken de gehalten voor cadmium weinig variabel (factor 9 verschil tussen minimale en maximale waarde), voor chroom en koper intermediair variabel (factor 50), en voor nikkel sterk variabel (factor 140). Deze variatie wordt onder meer veroorzaakt door verschillen in bodemtype, vegetatietype en leeftijd van het bos. Zandgronden worden zoals bekend gekenmerkt door lage metaalgehalten in vergelijking tot klei- of zavelgronden. Dit weerspiegelt zich in de concentraties in de organische toplaag (LABO, 1994). De soorten-samenstelling van de begroeiing is eveneens bepalend voor de invoer van metalen in de organische toplaag, in de vorm van dood materiaal en afstromend regenwater, door verschillen in opname door de wortels uit de bodemoplossing (Baumeister & Ernst, 1978) en verschillen in morfologie van de bovengrondse delen (invangen van metalen uit de lucht) (Ernst, 1985, Angehrn-Bettinazzi *et al.*, 1989).

Tabel 3 Achtergrondgehalten van metalen (totaalgehalten in mg kg⁻¹ droge stof) in organische bodems Ranges betreffen minimum en maximum waarden, afhankelijk van bodemtype, vegetatietype of leeftijd van opstand Ter vergelijking worden genormaliseerde referentiewaarden voor grond gegeven

Substraat	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	Bronvermelding
L fijnspar		0,4			8		2,8		66	Tyler, 1972
H		1,1			10		6,7		100	
L fijnspar		0,4		4	15		4	50	50	Ruppert, 1986 ¹
F		0,6		10	15		10	70	60	
H		0,5		20	15		20	60	50	
Ah		0,3		45	16		25	35	50	
L Sitka spar	0,4-0,7			35-53	2-12		1-5	36-91	141-148	Jones et al, 1988
F	0,6-0,9			112-148	10-28		11-19	95-166	142-153	
H	0,2-0,3			91-110	11-22		13-15	55-91	19-42	
L+F fijnspar beuk			1,0	20	61		1,6	65	55	Heinrichs & Mayer, 1980
			0,9	12	20		11	33	69	
L/F bos div	0,2-1,0	0,3-2,4		3-29	6-52		3,2-14,0	26-320	25-124	Schultz, 1987
H	0,1-1,6	1,0-4,0		4-20	9-54		3,9-16,3	51-348	30-115	
F+H bos div	5-15	1,2-1,7			28-116	0,83-1,58	18-136	212-587	120-287	LABO, 1994 ²
veen	4-10	1,1-1,2			18-34	0,22-0,26	12-23	53-92	77-91	
H ?	3	0,2		6	6	0,2	4,5	39	26	Turian, 1993 ³
F+H/Ah div		0,6-1,2			12-25	<0,03-0,22		16-171	77-190	Ma et al, 1992
Ah bos/gras	0,4-25	0,1-0,5	0,3-30	20-200	2-30	0,01-0,20	1-80	5-40	25-150	De Temmerman et al, '82
Genormaliseerde referentiewaarde voor grond										
OS=30, L=25	37	1,2		100	48	0,34	35	105	170	MPV, 1987
OS=80, L=25	57	2,3		100	78	0,42	35	155	245	

¹) gemiddelden, ²) 90-percentielen, ³) gehalten in mg dm⁻³, bulkdichtheid (niet vermeld) bedraagt i h a 0,6-1,0 kg dm⁻³, OS, organisch stofgehalte (%), L, lutumgehalte (%)

Het strooisel van beuken en eiken is rijk aan koper en zink, terwijl voor chroom, cobalt en nikkel weinig onderscheid tussen boomsoorten kan worden gemaakt (Schultz, 1987) Met toenemende leeftijd van het bos neemt ook het metaalgehalte in de organische toplaag toe (Jones *et al*, 1988)

Overigens mag worden betwijfeld dat alle bossen waaraan wordt gerefereerd in Tabel 3 ook werkelijk representatief zijn voor een niet-verontreinigde situatie Met name bossen bij Sollingen (Duitsland) vallen op door hoge concentraties aan lood en cadmium in strooisel en organische horizonten (Schultz, 1987)

Ter vergelijking is in de tabel ook de referentiewaarde standaardbodem (MPV, 1987), omgerekend naar organische bodems met OS=30% of OS=80%, opgenomen Deze referentiewaarde is het 90-percentiel van achtergrondgehalten in de Nederlandse

bodem (Edelman, 1984) De referentiewaarde voor grond met OS=30% is met uitzondering van arseen voor alle metalen beduidend lager dan de hoogste waarde(n) voor natuurlijke achtergrondgehalten in de internationale literatuur Alleen voor nikkel en zink blijven de meeste achtergrondgehalten beneden de referentiewaarde Indien de referentiewaarde standaardbodem wordt omgerekend naar grond met OS=80%, ongeveer het OS-gehalte in F-horizonten, wordt alleen ten aanzien van cadmium een substantiele verbetering verkregen in dat geval liggen alle achtergrondgehalten beneden de referentiewaarde Met betrekking tot koper en zink worden de referentiewaarden alleen nog overschreden door achtergrondgehalten in Duitse bossen op loss- en leemgronden (LABO, 1994)

De variatie in achtergrondgehalten hangt ook samen met de affiniteit en bindingscapaciteit van metalen voor strooisel en humuszuren (Himes *et al* , 1963, Buzas *et al* , 1988, Senesi *et al* , 1989, Berggren, 1990, Taga *et al* , 1991, Krosshavn *et al* , 1992) Op dit punt is veel onderzoek verricht Binnen het kader van dit rapport zal slechts in het licht van mobiliteit en biologische beschikbaarheid van metalen enige aandacht aan deze materie worden besteed (zie paragraaf 3.1.3) Het zou interessant zijn om, in een ander verband, de literatuur eens uit te werken met betrekking tot de retentie-capaciteit van organische grond

3.1.2 Verdeling over het bodemprofiel

De verdeling van zware metalen over het bodemprofiel is sterk gerelateerd aan de bindingseigenschappen van de afzonderlijke horizonten Het distributie profiel van metalen is daarmee meer afhankelijk van het bodemtype dan van het soort metaal zelf

In bodems met een mor profiel worden onder niet-verontreinigde condities de hoogste metaalconcentraties doorgaans in de strooisel- en humus laag gevonden, waarbij concentraties met de diepte snel afnemen, in bodems met een mull profiel vindt beduidend meer vermenging over diepere horizonten plaats (Schultz, 1987, Neite *et al* , 1992, Keller & Védý, 1994) In Figuur 12 wordt een voorbeeld gegeven van de verdeling van Cd en Cu in niet verontreinigde bosbodems met mor en mull humus profielen (Keller & Védý, 1994) De in deze figuur gepresenteerde hoeveelheden metalen zijn vergelijkbaar met die welke worden genoemd voor andere naaldboomsoorten (Van Hook *et al* , 1977, Schultz, 1987, Lamersdorf, 1988) De binding van metalen in organische grond is evenwel sterk afhankelijk van het vegetatietype (Krosshavn *et al* , 1993) Het achtergrondgehalte van metalen in de organische toplaag is dan ook meer aan de vegetatie gerelateerd, dan aan het gehalte in de bodem Achtergrondwaar-

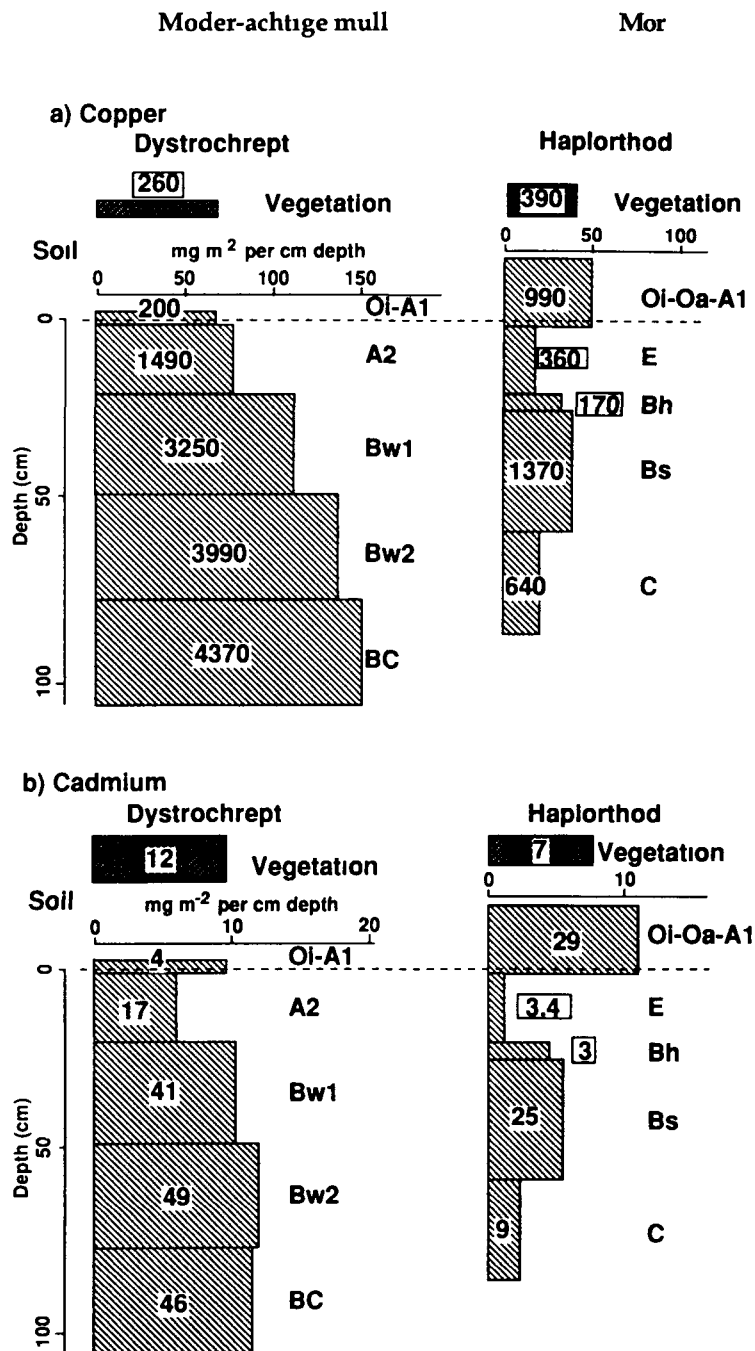
den voor organische toplagen vertonen met andere woorden niet per definitie een samenhang met de minerale bodem

Onder podzoliserende omstandigheden kan zich in de minerale bodem een uitspoelingslaag (eluviale E-horizont) en een inspoelingslaag (accumulatie in Bh en Bs) vormen van Fe en Al (de Coninck, 1983, Ugolini & Dahlgren, 1987) en Cd en Cu (Keller & Védý, 1994). Omdat deze inspoelingslaag gekenmerkt wordt door een relatief hoog OS-gehalte (humusverbindingen), wordt aangenomen dat de accumulatie van metalen het gevolg is van binding van uitspoelende organo-metaalcomplexen aan de bodemmatrix (Hertz *et al*, 1990).

Binnen de organische toplaag treedt ook stratificatie van metalen op. De concentratie van zware metalen in de L-horizont is voornamelijk afhankelijk van de immissiesituatie. Voor de andere horizonten zijn ook andere factoren van belang, bijvoorbeeld de concentraties cadmium en zink in de Ah-horizont hangen vooral samen met de pH. Voor lood bepaalt de lokale immissie het gehalte in alle oppervlakkige horizonten (Hertz *et al*, 1990).

Als gevolg van mineralisatie en humificatie van organisch materiaal neemt het gehalte aan metalen in mor bosbodems toe met toenemende fragmentatie van het materiaal in de reeks Fe>Cu>Ni>Zn>Pb (Plichta & Kuczynska, 1992).

Ook door microbiële afbraak zal de metaalconcentratie van de OS toenemen. Met behulp van modellen voor afbraak van organisch materiaal (bijvoorbeeld Janssen, 1986), aangevuld met gegevens over de ecosysteem-specifieke hoeveelheid strooisel op de bodem en het metaalgehalte daarvan, kan worden berekend wat de concentraties op een willekeurig moment in de tijd zijn. Ook de jaarlijkse strooiselval en de immissie van metalen zouden hierbij kunnen worden verrekend. Het model van Janssen vraagt een aanname over de "beginleeftijd" (of verteerbaarheid) van het strooisel, en veronderstelt tevens dat er geen mobilisatie van metalen optreedt tijdens het afbraakproces. Deze laatste aanname is niet altijd even terecht. In diverse niet-verontreinigde bossen in Duitsland is mobilisatie van zink al geruime tijd waarneembaar (Von Zezschwitz, 1986, König *et al*, 1986). De uitkomsten van het model zullen dus een overschatting van de werkelijk resterende gehalten zijn. Verdere uitbouw van het model met bovengenoemde parameters biedt een handvat om gehalten, en samenhangend daarmee de ecotoxicologische risico's, van verontreinigde bosgronden en heidevelden op termijn te benaderen.



Figuur 12 Verdeling van (a) Cu en (b) Cd pools over het profiel van een dystrochrept (moderachtige mull onder Spar) en een haplorthod (mor onder gemengde naaldbomen). De rechthoeken zijn proportioneel voor het totaalgehalte aan metalen in iedere horizont, de hoogte van de rechthoeken correspondeert met de dikte van de horizont (uit Keller & Védý, 1994)

In vergelijking tot het totale ecosysteem bevat de bodem de grootste hoeveelheid aan metalen. Deze hoeveelheid bedraagt meestal 90% of meer (afhankelijk van het element), waarbij de pool in een organische toplaag van een niet of nauwelijks verontreinigde bodem 25% van de systeemgebonden hoeveelheid koper vertegenwoordigt en 38% van de totale hoeveelheid cadmium (Figuur 12). Lood en koper worden sneller geaccumuleerd in de bosbodem dan cadmium en zink (Anghehrn-Bettinazzi *et al*, 1989).

De stratificatie van verontreiniging bij immissie van bovenaf is een bekend fenomeen rond metallurgische industrieën zoals smelterijen en hoogovens. Accumulatie van zware metalen in de bovenste centimeters van de bodem in grasland of in de organische toplaag van bossen in Nederland is bijvoorbeeld beschreven voor zink, cadmium, koper en lood in de omgeving van de zinkfabriek te Budel (Harmsen, 1977, Denneman *et al*, 1985, Van Mourik, 1991).

Er is bijzonder veel literatuur voorhanden waarin de verdeling van zware metalen over het bodemprofiel wordt beschreven voor situaties waar metaalhoudend zuiveringsslib wordt opgebracht ter bemesting van graslanden. Deze verdeling blijkt onafhankelijk van het type slib (aard en gehalte aan metalen en OS, pH) en het bodemtype een gestratificeerde vorm aan te nemen. Toepassing van meerdere typen met zware metalen verontreinigd zuiveringsslib op grasland op lemige zavelgrond resulteerde bijvoorbeeld onveranderlijk in de accumulatie van Cd in de bovenste 5 cm van de bodem (uit de gepresenteerde gegevens valt te berekenen dat 64-85% van de opgebrachte Cd zich hier ophoopt), waarbij de verdeling van Cd was gecorreleerd aan de verdeling van OS in het bodemprofiel (Tomlin *et al*, 1993). Ook de applicatie van koperhoudende drijfmest van varkens, met zware metalen verontreinigd zuiveringsslib, of kopersulfaat leidt tot sterke accumulatie van Cu in de bovenste 5 cm van het bodemprofiel onder grasland, de op lange termijn waargenomen lagere populatiedichtheid van regenwormen was gecorreleerd aan de Cu-concentratie in deze toplaag (Ma, 1988).

Zuiveringsslib wordt zelden toegepast in bossen, maar ook voor dergelijke situaties is stratificatie van metalen in de bodem beschreven. In aanwezigheid van een ectorganische horizont kan eenmalige slib-applicatie zelfs tot morfologische stratificatie leiden, in de zin dat een geheel nieuwe horizont ontstaat, met niet zozeer toxische als wel langdurige fysieke beperkingen voor bodemfauna (Kobel-Lamparski *et al*, 1985).

De uiterwaarden van de grote rivieren en de kwelders in het Westerschelde estuarium staan bloot aan immissie van onder andere zware metalen. De verdeling van deze metalen over het bodemprofiel is sterk gestratificeerd, maar moet hier eerder worden geïnterpreteerd als een chronologische afspiegeling van de omvang van depositie van verontreinigd sediment dan als de resultante van adsorptie- en uitspoelingsprocessen. Niettemin mag worden aangenomen dat deze processen zich ook voltrekken in aan inundatie onderhevige bodems.

Het proces van stratificatie van verontreinigende stoffen in de bodem bereikt niet snel een evenwicht, omdat bodemvormende processen zich op lange termijn afspelen. In Nederland worden dan ook geen evenwichtssituaties bereikt, en moet accumulatie van metalen in de organische toplaag als een voortschrijdend proces worden opgevat. Uitspoeling is in het algemeen nog van geringe betekenis (Pedroli *et al.*, 1989), al kan deze door toenemende verzuring toenemen. In Duitsland is uitspoeling van enkele metalen uit bosbodems wel gedocumenteerd (zie paragraaf 3.1.1).

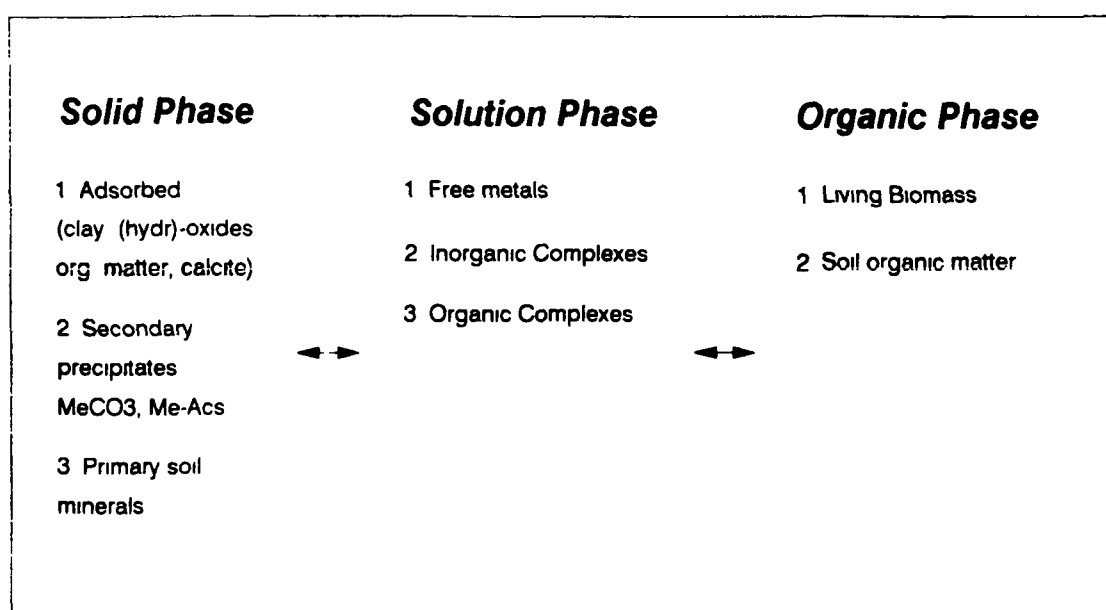
Er bestaat daarom geen algemene relatie tussen gehalten in de organische toplaag en minerale grond daaronder. Het is denkbaar dat een dergelijke relatie zo sterk afhankelijk zou zijn van het type organische stof van de bodem (herkomst, afbraakroutes en humificatieprocessen) en de heersende milieuomstandigheden, dat er überhaupt geen algemeen verband kan bestaan, en er hoogstens slechts sprake zou kunnen zijn van een lokale samenhang.

Volgens een benadering van Ruppert is het wel mogelijk om de anthropogene input van metalen in de bodem te schatten aan de hand van enkele bodemkarakteristieken, waaronder het OS-gehalte van de horizonten en metaalconcentraties in het moedermateriaal (de C-horizont) (Ruppert, 1991). Toepassing van dit model op gegevens voor de ectorganische lagen van de bodems in Figuur 12 leidt tot de conclusie dat zelfs in deze niet-vervuilde ecosystemen meer dan de helft van de aanwezige Cd en Cu belasting in O₁ en A₁ horizonten van anthropogene oorsprong zou zijn (Keller & Védý, 1994), hoewel de gehalten liggen binnen de range van concentraties voor niet-verontreinigde bodems (Kabata-Pendias & Pendias, 1992).

Samenvattend kan dus worden gesteld dat zowel punt-verontreiniging van bovenaf als diffuse bodemverontreiniging altijd een gestratificeerde vorm aanneemt, waarbij de mate van verontreiniging afneemt met de diepte en toeneemt met het gehalte OS. De mate van verontreiniging van de organische toplaag kan niet worden afgeleid uit gehalten in de minerale bovengrond.

3.1.3 Mobiliteit en biologische beschikbaarheid

Het gedrag van metalen in de bodem is sterk afhankelijk van het bodemtype. Zelfs binnen een gelaagd bodemtype varieert de mobiliteit als gevolg van veranderende bodemeigenschappen in relatie tot de diepte. Dit is deels terug te voeren op bufferprocessen binnen de afzonderlijke horizonten. Metalen zijn daarom verdeeld over diverse compartimenten, afhankelijk van specifieke bodemparameters. Figuur 13 weerspiegelt de voornaamste vormen van metalen in de bodem. Voor een korte discussie over deze vormen en de processen die de verdeling over compartimenten beïnvloeden, wordt verwezen naar Romkens *et al.* (1993).



Figuur 13 Speciatie van metalen in de bodem (uit Romkens *et al.*, 1993)

De van nature in de bodem aanwezige metalen zijn deels vastgelegd in de bodemmatrix of maken daar een onderdeel van uit. Dit gedeelte is niet biologisch beschikbaar of wordt slechts op zeer lange termijn gemobiliseerd via verweringsprocessen. In organische grond is deze zogenoemde primaire fractie nihil. Een toename van het metaalgehalte in de bodem als gevolg van menselijk handelen brengt met zich mee dat een relatief groot deel van het antropogene gehalte wel beschikbaar is. Totaalgehalten geven daarom weinig inzicht in blootstellingsrisico's voor bodemorganismen. Daarentegen geven uitwisselbare fracties, verkregen door milde extractiemiddelen, of concentraties in de bodemoplossing in het algemeen een betere benadering van de beschikbaarheid. Zo is het zinkgehalte in blad van grassen evenredig met het wateroplosbare deel, omgekeerd evenredig met de concentratie vrije ionen, en onafhankelijk van het totale gehalte Zn in de bodem (Marquenie-van der Werff *et*

al, 1981) De opname van Cd door regenwormen is eveneens lineair gerelateerd aan de concentratie in het watermedium, maar met name juist aan de concentratie Cd^{2+} ionen (Kiewiet & Ma, 1991) Deze twee voorbeelden illustreren de opname van metalen in gecomplexeerde vorm of als vrije ionen Op een ander vlak kan actieve en passieve opname worden onderscheiden, waarbij organismen al dan niet met behulp van (selectieve) pompmechanismen en uitwisseling tegen andere kationen metalen opnemen De benadering van de uitwisselingscapaciteit van de bodem met behulp van milde extractiemiddelen zou daarom een beeld geven van de beschikbaarheid bij actieve opname, zoals door planten, terwijl concentraties in de bodemoplossing de beschikbaarheid bepalen bij passieve opname, zoals door micro-organismen en tal van bodemdieren

Deze tweeledige benadering van beschikbaarheid is analytisch-chemisch werkbaar, maar is biologisch gezien echter tezeer versimpelend Een algemene of zelfs tweeledige biologische beschikbaarheid gaat voorbij aan de enorme specifieke variatie op soortsniveau Bijvoorbeeld binnen de rhizosfeer, de invloedssfeer van wortels, is de pH door uitscheiding van protonen en organische zuren door de plant veel lager dan daarbuiten Ook bij directe inname van grond, zoals bijvoorbeeld door regenwormen, maar ook door vee, is de beschikbaarheid van metalen groter als gevolg van de zuurgraad in het spijsverteringskanaal van het dier

In het navolgende wordt de mobiliteit en biologische beschikbaarheid van metalen besproken met nadruk op wateroplosbare fracties Hoewel er wel enkele studies zijn verricht naar de omvang van uitwisselbare fracties van metalen in organische grond, blijft deze -vooral botanisch interessante- speciatievorm hier verder onbelicht

De verdeling van metalen over de vaste fase en de waterfase wordt bepaald door een groot aantal bodemeigenschappen De pH van de bodem is meestal de voornaamste factor Daarnaast kan het gehalte aan OS een bepalende rol spelen, zoals bij de oplosbaarheid van Cd in niet-verontreinigde landbouwgronden waar de oplosbaarheid ongeveer wordt gehalveerd per 2% toename in OS (Christensen, 1989) In het algemeen kan de organische fractie in de bodem zowel de uitspoeling als de vastlegging van de elementen in de bodem bevorderen Aldus vormen fulvinezuren oplosbare complexen met metalen en verhogen hun mobiliteit, terwijl huminezuren onoplosbare complexen vormen die meer stabiel zijn

Andere bodemfactoren die de speciatie van metalen en de verdeling over vaste fase en vloeistoffase beïnvloeden blijven in dit rapport onbesproken, onder meer omdat

het onderzoek daarnaar zich vooral op minerale bodems heeft geconcentreerd (zie bijvoorbeeld Lexmond *et al*, 1982, Boekhold, 1992)

Tabel 4 geeft een overzicht van concentraties van enkele zware metalen in de "bodemoplossing" in niet verontreinigde organische horizonten in bossen. Het betreft waarnemingen voor het Europese- en Noordamerikaanse continent. De gehalten blijken sterk afhankelijk van de boomsoort: onder berken wordt bijv. veel zink in oplossing gevonden. Daarnaast dragen standplaatsverschillen en wellicht ook seizoensvariatie bij aan de variatie in de gegevens.

Een systematische vergelijking met verontreinigde bosbodems is als gevolg van het ontbreken van gegevens niet mogelijk.

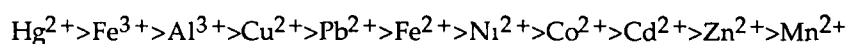
Tabel 4 Achtergrondgehalten (minimum en maximum waarden in $\mu\text{g l}^{-1}$) van enkele zware metalen in de bodemoplossing, gemeten in de organische laag onder verschillende boomsoorten op niet of nauwelijks verontreinigde bodems. Tussen haakjes is het aantal gegevens in de literatuur vermeld.

Boomsoort	Cu	Zn	Pb	Cd	Ni	Cr
Beuk	1,8-24 (9)	37,7-36 (9)	0,39-43 (9)	0,6-2,7 (9)	1,48-4,1 (4)	0,95-3,2 (4)
Spar	1,8-22 (14)	31-470 (16)	1,6-65 (13)	0,2-3 (17)	0,6-5,4 (9)	0,62-7,5 (6)
Berk	1,6-4,4 (5)	22-110 (5)	0,99-6,1 (5)	0,3-1,3 (5)		
Den						
Esdoorn/Berk	11-17 (1)		6-19 (1)			
Den/Spar		66 (1)	11,2 (1)	0,73 (1)	2,16 (1)	1,86 (1)
Den/Eik			5 (1)	0,55 (1)		
Zilver-spar/ Spar/Beuk			3,7 (1)			

Een toenemende verzuring kan metaalconcentraties in de bodemoplossing doen toenemen. Hoewel pH-waarden in bosbodems meestal laag zijn, lijken koper en lood onder niet-verontreinigde condities goed gefixeerd te zijn. Concentraties van deze metalen in het bodemwater in de onderbodem (> 50 cm) zijn zeer gering in verhouding tot de immissie (Schultz, 1987). Daarentegen is de uitspoeling van cadmium, cobalt en nikkel vaak groter dan de immissie. Voor zink en chroom is geen duidelijk patroon herkenbaar en kunnen concentraties in het bodemwater per standplaats sterk verschillen (Ruppert, 1991). Voorbeeld voor cadmium: In acht Noordduitse standplaatsen was in de periode 1983-85 de uitspoeling van cadmium via het percolatiewater uit de onderbodem 1,6-6 maal hoger dan de inspoeling via neerslag (Schultz, 1987). In het zuiden

lijk deel van het Schwarzwald (granietbodem) was deze factor slechts éénderde, bezien over de periode 1977-79 (Heyn *et al* , 1987)

Een deel van de organische stof in de bodem is wateroplosbaar, meestal aangeduid met "dissolved organic carbon" (DOC) Dit DOC bestaat voor een groot deel uit polymere en eenvoudige organische zuren, welke zeer belangrijk zijn in complexatie reacties en grote invloed hebben op metaal toxiciteit en mobiliteit (Stevenson, 1982, Kuipers, 1987) De grootste hoeveelheden DOC worden gevonden in de organische top-laag, en naar de diepte nemen deze snel af (Matthess & Pekdeger, 1984) DOC-extracten uit mor humus (45% OS, pH-CaCl₂=3,4) worden gedomineerd door hydrofobe en hydrofiele zuren (respectievelijk 45 en 20% van DOC), terwijl in de B-horizont een lagere hydrofobe/hydrofiele zuren ratio wordt gevonden, hetgeen duidt op een lagere oplosbaarheid van de hydrofobe zuren met afnemende zuurgraad (David *et al* , 1989) Voor de grote verscheidenheid aan complex-vormende substanties in de bodem kan een algemene regel voor complex-stabiliteit worden gegeven (Scheffer & Schachtschabel, 1982)



Ondanks het enorme belang van het onderwerp zijn er maar weinig kwantitatieve gegevens voorhanden over de aanwezigheid van complexvormende organische verbindingen en oplosbaarheid van metalen Een complicerende factor hierbij is dat de bindingssterkte van het organo-metaalcomplex door verzadiging van de bindingsplaatsen met hoogste affiniteit afneemt met de metaalconcentratie (Klamberg *et al* , 1989) Naarmate dus meer metaal aanwezig is, wordt complexvorming van metaalionen en OS moeilijker, en komen deze moeizaam gebonden metaalionen ook makkelijker weer vrij uit het complex Dit betekent dat de oplosbaarheid, stabiliteit en mobiliteit van organo-metaalcomplexen afhankelijk zijn van de metaal-concentratie (preciezer de molaire verhouding van complexvormer en metaal) Bij toenemende metaalconcentraties ontstaan meer onoplosbare complexen (Schnitzer, 1978) Dit laatste hoeft overigens niet te betekenen dat de mobiliteit afneemt Eerder is het aannemelijk dat concentraties boven de retentie capaciteit van de organische horizont mobilisatie van metalen naar de minerale grond daaronder teweeg brengen (Hogan & Wotton, 1984)

De oplosbaarheid van metalen als Al en Cd neemt drastisch toe bij lagere pH-waarden, niet alleen in de minerale horizonten (Bergkvist, 1987, Tyler *et al* , 1987), maar ook in organische bodemlagen, waar de binding van Cd, Cu, Pb en Zn aan OS afneemt bij lagere pH (Krosshavn *et al* , 1993) Uitwisselbare fracties (NH₄Cl-extractie) van

Fe en Pb verschijnen in significante hoeveelheden beneden pH 3,5 respectievelijk pH 4,5, ongeacht de hoeveelheid organische koolstof in de bodem. Zink en mangaan zijn al uitwisselbaar bij pH lager dan 5,0 (Neite, 1989). Met betrekking tot bijvoorbeeld Zn is in de laatste decennia als gevolg van bodemverzuring dan ook verhoogde uitspoeling aangetoond in de sterkst verzuurde bosbodems van Nordrhein-Westfalen (Von Zezschwitz, 1986).

De oplosbaarheid en mobiliteit van zware metalen uitgedrukt op gewichtsbasis OS is in de zure organische top laag van de bodem dus groter dan in de minder zure minerale bovengrond met een lager gehalte OS. Daarentegen is het absolute aantal bindingsplaatsen voor metalen groter in organische horizonten. Het komt er dus op neer dat de zuurdere organische bodemlagen een grotere bindingscapaciteit voor metalen hebben, maar een relatief lagere verzadigingsgraad van deze plaatsen. Op basis van de thans beschikbare kennis is het niet mogelijk om een goede vergelijking van de verschillen in biologische beschikbaarheid van metalen in de beide bodemtypen te maken.

De invloed van de pH op de opname en toxiciteit van metalen is van groot belang, gegeven de afwijkende zuurgraad van organische bodemlagen. Op dit punt is nog weinig kennis omtrent verklarende mechanismen voorhanden. Er zijn duidelijke aanwijzingen dat het effect van pH op de opname en toxiciteit afhankelijk is van het metaal (Morgan & Morgan, 1988, Kiewiet & Ma, 1991, Nederlof *et al*, 1993, Schubauer-Berigan *et al*, 1993). Onderzoek aan metaalgehalten van de regenworm *Lumbricus rubellus* in de omgeving van de zinkfabriek te Budel heeft aangetoond dat de pH van de bodem een belangrijk verklarende factor is voor de mate van accumulatie van Cd, Pb en Zn (maar niet van Cu) door regenwormen. De opname van Pb werd bovendien bepaald door het OS-gehalte van de bodem. In alle gevallen nam de accumulatie en dus de biologische beschikbaarheid toe naarmate de pH en het OS-gehalte (range 2,2-8,6%) van de bodem lager is (Ma *et al*, 1983). In ander onderzoek werd een negatief effect van OS (range 2,8-13,6%) op de accumulatie van koper (maar niet van andere metalen) door de regenworm *Aporrectodea caliginosa* vastgesteld in veldproeven (Ma, 1983).

De invloed van pH- en OS-gehalte van de bodem op biologische beschikbaarheid van zware metalen is dus afhankelijk van het element, maar vooral ook van het type bodem, met andere woorden het type organisch materiaal dat aanwezig is (Ma, 1983). In minerale bodems is het verband tussen opname van metalen door regenwormen en het OS-gehalte van de bodem dus negatief of afwezig. Deze in de literatuur

vermelde relaties zijn vastgesteld voor OS-gehalten lager dan 30%, meestal zelfs lager dan 20%, dat wil zeggen het is niet duidelijk of extrapolatie van het verband een reële schatting geeft van de opname van metalen in organische grond

Aan de andere kant is de blootstelling van bodemorganismen in organische bodemlagen via het poriënwater mogelijk een *relatief* minder belangrijke route, onder andere omdat in vergelijking tot minerale bodems een groter deel van de bodemfauna niet in de waterfase leeft. Tal van bodemdieren in organische grond worden wellicht veel meer blootgesteld via het voedsel. Bovendien is sprake van een hogere concentratie DOC met daaraan gebonden metalen, zodat mobiliteit en beschikbaarheid (een deel van opgeloste organo-metaalcomplexen zijn opneembaar) relatief hoog kunnen zijn. Dit zou kunnen betekenen dat de blootstelling van bodemorganismen in organische grond niet zozeer lager is dan die in minerale grond, maar vooral kwalitatieve verschillen kent in blootstellingsroute en speciatievormen.

3.2 EFFECTEN

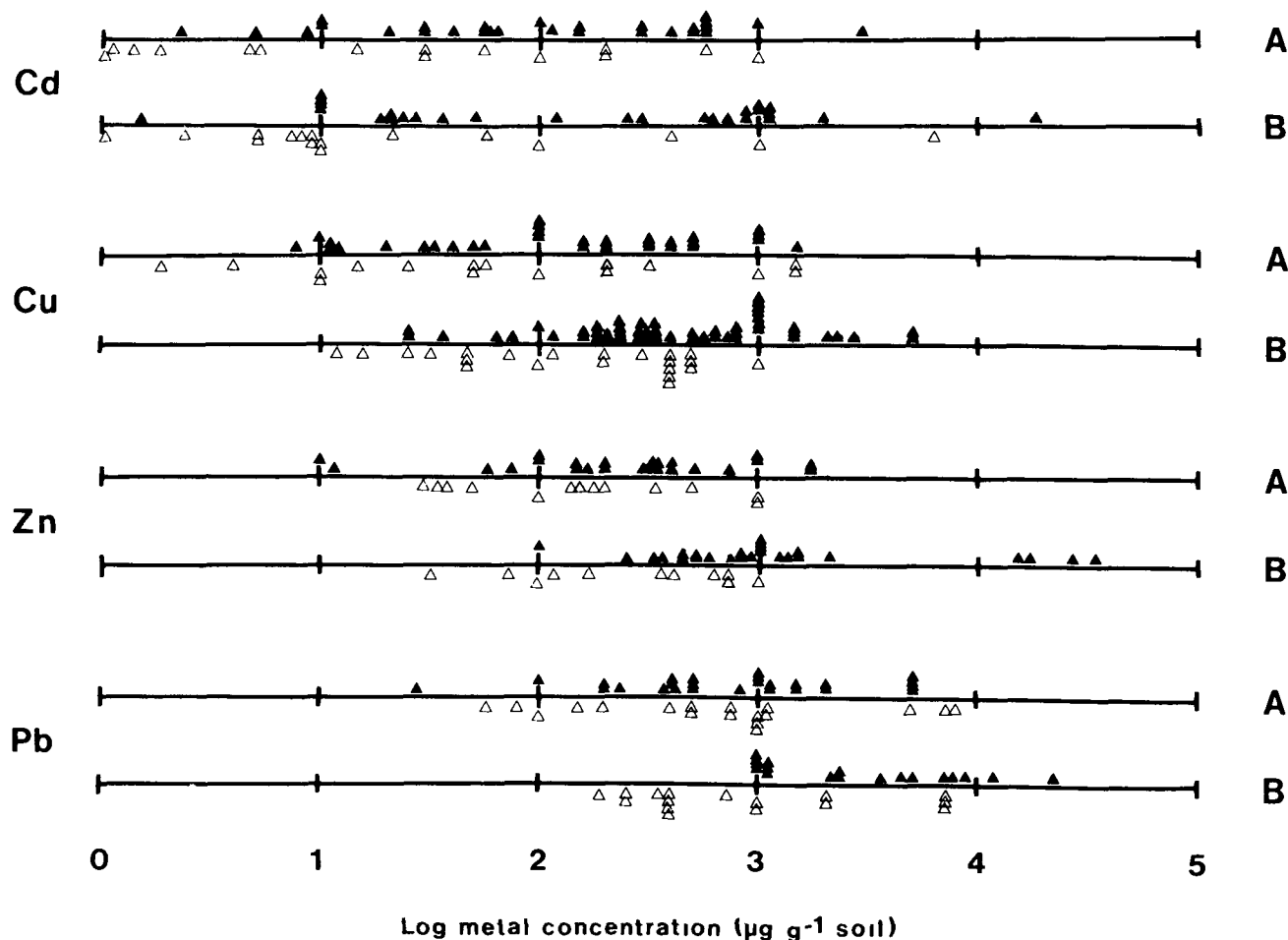
Het is denkbaar dat er verschillen bestaan in de gevoeligheid van de levensgemeenschappen in de diverse bodemtypen op grond van fysiologische eigenschappen van de dominante taxa. Binnen de reeks van bodemtypen kunnen bovendien verschillen bestaan in blootstelling die voortkomen uit de specifieke levenswijzen (keuze van voedsel en microhabitat bijvoorbeeld). In het navolgende wordt een overzicht gegeven van effecten van zware metalen op bodemorganismen en -processen, waarbij een vergelijking wordt gemaakt van organische en minerale grond.

3.2.1 Micro-organismen

Effecten van zware metalen op micro-organismen zijn sterk afhankelijk van het bodemtype (Doelman & Haanstra, 1983), en zijn bekend van tal van bodemtypen. Bodems met een hoog lutum of OS-gehalte hebben een sterk bindend vermogen, zodat de biologische beschikbaarheid en daardoor de toxiciteit van metalen relatief laag is. Niettemin kunnen in bosstrooisel en mor bodems effecten van zware metalen (Cu en Zn) tot uitdrukking komen bij concentraties die slechts 2 tot 10 maal de achtergrond bedragen (Tyler *et al.*, 1989).

De in de wetenschappelijke literatuur beschreven effecten van zware metalen op micro-organismen en microbiele processen in grond in het veld of in laboratoriumproeven werden op een rij gezet door Bááth (1989). Een samenvatting van de gegevens voor Cd, Cu, Pb en Zn wordt gepresenteerd in Figuur 14. Hierbij wordt onderscheid ge-

maakt naar effecten in organische en minerale bodems, betreffende zowel natuurlijke als agrarisch gebruikte gronden. Hoewel de gegevens uit de oorspronkelijke studies niet goed vergelijkbaar of betrouwbaar zijn (in het geval van gradient studies bijvoorbeeld betreft het uit figuren gemaakte schattingen die soms niet significant zijn), gaat er op grond van de veelheid aan gegevens toch voldoende zeggingskracht uit van de analyse.



Figuur 14 Samenvatting van toxiciteit gegevens van zware metalen voor microbiële processen en populaties in grond. A = bosbodem of gecultiveerde bodem met laag organisch stofgehalte, B = strooisel, humus of grond met hoog organisch stofgehalte, dichte driehoekjes = laagste concentratie waarbij een effect is vastgesteld, open driehoekjes = hoogste concentratie waarbij geen effect is gevonden (uit Bååth, 1989)

Uit de figuur spreekt in de eerste plaats een brede variatie van effectdrempels, die minimaal twee grootte-orde omvat, vooral de concentraties waarbij effecten van cadmium in organische grond optreden kunnen zeer sterk uiteenlopen. Deze variatie berust onder andere op het feit dat een groot aantal parameters is beschouwd: de gegevens betreffen zowel de omvang van microbiële populaties en activiteiten, als ook

bodemprocessen zoals bodemademhaling, stikstofmineralisatie en strooiselafbraak. Voor functie-parameters op zich wordt een meer beperkte range van effect-concentraties gevonden, die veelvuldig slechts een enkele grootte-orde omvat (Doelman, 1985).

In de tweede plaats lijken in organische grond over het algemeen hogere effectdrempels gevonden te worden dan in minerale bodems. Zowel de totale range als het gemiddelde van de weergegeven effect-concentraties liggen ongeveer een orde van grootte hoger in het geval van organische grond, althans met betrekking tot Cu, Pb en Zn. Voor Cd is dit echter niet het geval en lijken verschillen tussen beide typen bodems afwezig. Met betrekking tot effecten van een reeks van zware metalen op uitsluitend microbiële processen werd eerder al hetzelfde geconcludeerd, zij het op basis van een veel kleinere dataset (Doelman, 1985).

Op grond van het bovenstaande lijkt de conclusie gerechtvaardigd dat met betrekking tot zowel microbiële populaties als ook microbiële processen de gevoeligheid voor de meeste metalen lager is in organische grond dan in minerale bodems. Het verklarend mechanisme achter deze observatie moet waarschijnlijk gezocht worden in een voor micro-organismen lagere beschikbaarheid van metalen in organische grond en substraten als gevolg van organo-complexvorming. De gevoeligheid van micro-organismen voor metalen valt beter te relateren aan extraheerbare concentraties dan aan totaalgehalten (Angle *et al.*, 1993).

3.2.2 Planten⁴

In het onderstaande wordt een overzicht gegeven van effecten van zware metalen op planten, meer in het bijzonder op de groei en het functioneren van plantenwortels. Wortels dienen in het kader van dit rapport te worden opgevat als de blootgestelde component, waarbij effecten kunnen doorwerken op andere componenten. Effecten op deze andere componenten blijven buiten beschouwing, evenals de gevolgen voor het hele "modulaire" individu. Aldus wordt hier slechts volstaan met een beschouwing van de blootstelling in de wortelzone toegespitst op effect-concentraties voor wortelgroei en -functie.

Er bestaan weinig kwantitatieve gegevens over de relatie tussen wortelgroei en functioneren, en het gehalte aan zware metalen in de bodem onder veldomstandigheden. De kwantitatieve studies die er bestaan over deze relatie beperken zich meestal tot proeven met zaailingen, en zijn vaak onder vereenvoudigde omstandigheden uitge-

⁴ Auteurs: Ad Olsthoorn & Jack Faber

voerd in voedingsoplossingen of in (minerale) grond zonder bodemstratificatie. Het is daarom niet mogelijk geweest een directe vergelijking van organische bodems en minerale bodems te maken met betrekking tot de toxiciteit van zware metalen voor boomwortels.

Tabel 5 Overzicht van toxiciteitsgegevens voor bomen. Concentraties in voedingsoplossingen (in µg/L) of in grond (totaalgehalten in mg/kg). EC, effectconcentratie, meestal LOEC.

Stof	Boomsort	Substraat	Parameter	NOEC	EC	Bronvermelding
Cd	<i>Picea abies</i>	w	wortelstrekking		112	Lamersdorf <i>et al</i> , 1991
	<i>Populus tremula</i>	w	"		1	Godbold <i>et al</i> , 1991
	<i>Pinus taeda</i>	loamy sand, OS=2%	hoogtegr zaai	15	100	Kelly <i>et al</i> , 1979
	<i>Prunus virginiana</i>	"	"	15	100	"
	<i>Pinus strobus</i>	"	"	15	100	"
	<i>Liriodendron tulipifera</i>	"	"	15	100	"
	<i>Betula alleghaniensis</i>	"	"	15	100	"
	<i>Pinus banksiana</i>	?	mycorrh freq	5058	10 000	Wilkins, 1991
	<i>Fagus sylvatica</i>	arme "braunerde"	groei		5	Roder & Breckle, 1989
	<i>Picea sitchensis</i>	peaty gley, OS=77%	wortelgroei	2	3	Burton <i>et al</i> , 1984
Pb	<i>Picea abies</i>	w	wortelstrekking		21	Lamersdorf <i>et al</i> , 1991
	<i>Pinus banksiana</i>	?	mycorrh freq	2072	5180	Wilkins, 1991
	<i>Fagus sylvatica</i>	arme braunerde	groei		280	Roder & Breckle, 1989
	<i>Picea sitchensis</i>	peaty gley, OS=77%	wortelgroei		34	Burton <i>et al</i> , 1984
	<i>Picea mariana</i>	LFH-horizont	nutrienten naald	1000		Hogan & Wotton, 1984
	<i>Pinus banksiana</i>	LFH-horizont	nutrienten naald	1000		"
	<i>Picea rubens</i>	zand klei veen=1:2	wortelhalssdiameter	200	2000	Geballe <i>et al</i> , 1990
Cu	<i>Picea mariana</i>	LFH-horizont	nutrienten naald	1500		Hogan & Wotton, 1984
	<i>Pinus banksiana</i>	LFH-horizont	nutrienten naald	1500		"
	<i>Pinus sitchensis</i>	peaty gley, OS=77%	wortelgroei	6	9	Burton <i>et al</i> , 1984
Zn	<i>Picea mariana</i>	LFH-horizont	nutrienten naald	7000		Hogan & Wotton, 1984
	<i>Pinus banksiana</i>	LFH-horizont	nutrienten naald	7000		"
B	<i>Picea abies</i>	w	wortelstrekking	45		Lamersdorf <i>et al</i> , 1991
V	"	w	wortelstrekking	255	"	
Tl	"	w	wortelstrekking	20	"	
Hg	"	w	wortelstrekking	2	"	
CH ₃ Hg	"	w	wortelstrekking	0,2	"	

w = water culture (voedingsoplossing, meestal vergelijkbaar met nutriënten in bodemvocht van arme bosgronden)
 N.B. Concentraties vermeld bij Wilkins (1991) zijn waarschijnlijk vastgesteld in het bodemvocht

Boomwortels kunnen effecten van overmatige hoeveelheden zware metalen in de bodem tegengaan of verzachten door via tal van mechanismen de opname te beperken (Kahle, 1993). Ook de opname van micronutriënten kan worden beïnvloed indien de dosis boven drempelwaarden uit stijgt. Resistentie van de wortel in de vorm van aangepaste opnameprocessen kan in het bijzonder te weeg worden gebracht door niet-essentiële elementen (opname niet gereguleerd) als Cd en Pb.

In tegenstelling tot kruidachtige planten zijn bomen doorgaans niet in staat om zich aan te passen aan hoge concentraties zware metalen in de rhizosfeer. Er zijn dan ook

maar enkele boomsoorten met metaaltolerante ecotypen bekend (Ernst, 1974, Kahle, 1993). Er kunnen overigens wel duidelijke genetische verschillen bestaan in gevoeligheid binnen soorten (Godbold *et al*, 1991, Wilkins, 1991), zowel als verschillen tussen soorten (Kelly *et al*, 1979, Sauerbeck, 1991). Bomen moeten worden beschouwd als een zeer gevoelige levensvorm onder de planten, die bij hoge metaalcontaminatie (bijvoorbeeld in de buurt van metallurgische industrie) als eerste verdwijnt (Ernst *et al*, 1974, Martin & Coughtrey, 1982).

Een overzicht van de literatuur over de respons van wortels van diverse boomsoorten op zware metalen levert gegevens over stimulering (hormesis), maar meestal remming van groei-parameters zoals lengtegroei, biomassa productie, wortel initiatie en vorming van wortelharen in relatie tot de architectuur van het gehele wortelstelsel, als ook effecten op het functioneren van de wortels met betrekking tot opname en transport van nutriënten (Foy *et al*, 1978, Kahle, 1993).

In Tabel 5 is een aantal gegevens opgenomen met betrekking tot wortelgroei van diverse boomsoorten. Daarnaast zijn gegevens omtrent reacties in naaldgehaltes op zware metalen opgenomen.

Een aantal zware metalen blijkt toxisch te kunnen zijn voor wortels (Cd, Pb, Cu, Zn, Ni, Cr, Hg, B, V, Tl). De meest kritische parameter voor toxiciteit blijkt vaak de lengtegroei van de worteltop te zijn (Godbold & Huttermann, 1986, Rendig & Taylor, 1989, Godbold *et al*, 1991, Lamersdorf *et al*, 1991).

Er zijn echter onvoldoende gegevens beschikbaar om de toxiciteit van metalen te evalueren in relatie tot het organisch stofgehalte van de bodem. Aannemende dat concentraties in voedingsoplossingen overeen komen met ongeveer 10% van het totaalgehalte in grond, lijken voor Pb hogere effectdrempels te gelden in organische grond, maar de steekproefomvang is ook hier te gering om voldoende betrouwbaarheid aan deze interpretatie te verlenen.

De nutriëntenstatus en de zuurgraad van de bodem hebben een duidelijke invloed op de toxiciteit. Omdat veel bossen op armere bodemtypen staan met een lage pH, worden toxiciteitsdrempels al bij relatief lage concentraties overschreden (Godbold & Huttermann, 1986). Dit is een direct gevolg van een toename in opname bij lagere pH van het voedingsmedium. Vooral de opname van Cd, Ni en Zn op relatief arme bosgrond neemt sterk toe bij verlaging van de pH, die van Cu, Cr en Pb veel minder (Sauerbeck, 1991). De pH in de organische toplaag, met name de humuslaag (H-horizont), is in het algemeen het laagst van het hele bodemprofiel.

Bij lage concentraties van zware metalen worden regelmatig positieve effecten gevonden op bepaalde parameters (zie bijv. Kelly *et al.*, 1979). Bij iets hogere concentraties treden vaak al snel grote negatieve effecten op. Ook van aluminium is dit effect bekend (aan dit element is in het kader van het verzuringsonderzoek veel aandacht besteed in wortelstudies).

Zware metalen hebben ook invloed op de voedingstoestand van de plant. Roder & Breckle (1989) noteren lagere gehalten van Ca en Mg door Cd, en zij zien ook een interactie tussen zware metalen, soms antagonistisch, soms synergistisch, afhankelijk van de concentratie (zie ook Rendig & Taylor, 1989; Kahle, 1993). Na 50 jaar kan rond metallurgische bedrijven de concentratie aan zware metalen verhoogd zijn in een cirkel van 35 km of meer, mede afhankelijk van de windrichting, waarbij in de ectorganische horizont duidelijk verhoogde concentraties optreden. Hogan & Wotton (1984) vinden hierbij echter nog geen effect op de nutriëntenconcentraties van de bladeren. Naar wortelgroei was echter niet gekeken in deze studie. De gevonden gehalten aan zware metalen in de ectorganische horizont zijn opgenomen in Tabel 5 als NOEC, het betreft hier echter waarschijnlijk een minder gevoelige parameter. Hogan & Wotton (1984) verwachten dat in dergelijke gevallen in de ectorganische horizont wel een deel is vastgelegd, maar dat wellicht 50 tot 60% van de zink en 18 tot 36% van de koper in een voor planten beschikbare vorm aanwezig is. Bij hoge concentraties treden rond industrieën soms sterke effecten op. Van Mourik (1991) voorspelde zelfs dat dankzij de aanwezigheid van de zware metalen het stuifzand bij Budel in de komende decennia actief zal blijven, terwijl elders in Nederland als gevolg van de hoge stikstofmissie grote moeite moet worden gedaan om dit voor elkaar te krijgen.

Er bestaat ook onduidelijkheid over de vraag of verhoogde concentraties in het veld effecten op wortelgroei kunnen hebben. Aan de ene kant wordt gesteld dat bodemconcentraties in het veld vaak ver onder de gehalten liggen die duidelijk negatieve effecten hebben (zie bijvoorbeeld Lamersdorf *et al.*, 1991). Ook volgens Zottl (1985) zijn de concentraties in bosbodems meestal nog te laag voor negatieve effecten, maar door depositie kan deze situatie snel verslechteren. Lamersdorf *et al.* zagen vooral risico's voor effecten van Cd en vooral Pb op de lengtegroei van wortels. Een aantal andere elementen is weliswaar zeer toxisch in lage concentraties, maar dit komt in het veld zelden voor. Bijvoorbeeld Hg is zeer toxisch, zeker in gemethyleerde vorm (10 keer lagere concentratie voor zelfde effect) (Lamersdorf *et al.*, 1991). Hierbij zien zij geen verschil in opname van de twee Hg-vormen, maar wel een verschil in metabolische activiteit.

Aan de andere kant wordt gesteld in een vergelijking van effectieve concentraties in voedingsoplossingen met bodemvocht concentraties in het veld, dat gehalten aan Zn, Pb en Hg in bosbodems dusdanig hoog zijn dat effecten op wortelgroei van bomen mogen worden verwacht (Kahle, 1993). Dit geldt voor diverse bossen in Europa, zoals die in Zweden en Duitsland (Sollingen en nabij Hamburg). Indien slechts 1% van de totale last aan Hg in de humuslaag (4,6 $\mu\text{mol Hg/kg}$, Sollingen) beschikbaar zou zijn voor planten in de vorm van Hg^{2+} , dan zou dat wortelgroei al kunnen remmen. Het niveau waarop Pb de lengtegroei van wortels remt is gelijk aan dat in de bodemoplossing in Sollingen en zelfs lager dan dat in de bossen nabij Hamburg.

Door de grote bewortelingsgraad van organische horizonten bestaat de mogelijkheid dat de verontreiniging via de primaire producenten in sterkere mate in het voedselweb van het gehele ecosysteem kan doordringen. Het transport van metalen naar bovengrondse delen van de plant bedraagt soms echter slechts een fractie van de door de wortels opgenomen hoeveelheid.

De gehalten aan zware metalen in de wortels zijn meestal hoger dan in het blad, voor Cd bijvoorbeeld geldt bij de populier een factor 2 verschil (Godbold *et al*, 1991). De verdeling van metalen over wortel en spruit is tamelijk specifiek voor het metaal, de vorm van het organo-metaalcomplex in de bodemoplossing en de plantesoort, en wordt hier verder niet besproken.

Wilkins (1991) vindt dat mycorrhiza veel zware metalen vastleggen in de schimmelmantel rond de wortel. Dit betekent dat de toxiciteit afneemt voor de plant als de mycorrhiza-bezetting groter is. Verscheidene schimmel-geslachten remmen zo de accumulatie van zware metalen in de scheut (Ho, 1987).

3.2.3 Bodemdieren

Het onderzoek aan metalen in bodemdieren heeft zich vooral geconcentreerd op opname, regulatie en distributie over organen en cellen (Hopkin, 1989). De studie van effecten, en met name dosis-effect relaties, heeft minder aandacht gekregen. Alleen voor regenwormen zijn meer stelselmatig ecotoxicologische gegevens verzameld, vooral nadat een standaard testsysteem werd ontwikkeld (OECD, 1984, Van Gestel *et al*, 1989).

Hoewel dus nog weinig (eco)toxicologische gegevens voorhanden zijn, is het duidelijk dat metalen gewoonlijk een lage acute giftigheid hebben voor evertrebraten. Dit komt omdat directe schadelijke effecten niet onmiddellijk de dood tot gevolg hebben, maar

eerder leiden tot remming van groei en reproductie. Men mag ten aanzien van metalen verwachten dat de LC_{50} aanzienlijk hoger is dan de EC_{50} voor sublethale criteria (Van Straalen, 1993). Dit neemt niet weg dat het verschil tussen deze concentraties van soort tot soort kan verschillen, en de verhouding tussen LC_{50} en EC_{10} of NOEC wordt ook wel voorgesteld als een index voor de mate waarin levenskenmerken kunnen worden beïnvloed beneden de lethale concentratie, de "Sublethal Sensitivity Index" (SSI) (Crommentuyn *et al*, 1995). Er is nog onvoldoende inzicht in achterliggende fysiologische mechanismen en andere soortseigenschappen om algemene verbanden te formuleren. Wel is duidelijk dat interspecifieke verschillen groot kunnen zijn. Zo worden in het geval van cadmium de oribatide mijt *Platynothrus peltifer* en de springstaart *Orchesella cincta*, beide karakteristiek voor een organische bodem, gekenmerkt door een $SSI=280$ ($LC_{50}=817 \mu g g^{-1}$, NOEC-reproductie= $2,92 \mu g g^{-1}$, Van Straalen *et al*, 1989) respectievelijk $SSI=3,2$ ($LC_{50}=180 \mu g g^{-1}$, NOEC-reproductie= $56,2 \mu g g^{-1}$, Van Straalen *et al*, 1989). Een hoge SSI duidt in dit verband op een verminderde reproductie bij concentraties ver beneden de LC_{50} . De reproductie van *P. peltifer* stopt al bij geringe stress van cadmium, zodat in veldsituaties met matige verontreiniging van de organische toplaag door cadmium de populatie dan ook snel kan verdwijnen. Daarentegen blijven individuen van *O. cincta* reproduceren tot ze er dood bij neer vallen, zodat populaties van deze soort in het veld bij hogere vervuilingsgraad nog kunnen voortbestaan (Van Straalen *et al*, 1989).

3.2.4 Ecotoxicologische gegevens in relatie tot OS

In een rapport van het RIVM worden C-(toetsings)waarden voor bodemverontreiniging voorgesteld op basis van ecotoxicologische risico's (Denneman & Van Gestel, 1990). In de bijlage van dat rapport worden onder meer voor enkele zware metalen toxiciteitsgegevens vermeld zoals die in de wetenschappelijke literatuur worden beschreven voor terrestrische organismen en biologische activiteiten en processen in de bodem. Ten behoeve van het onderhavige rapport is hieruit een selectie gemaakt van gegevens betreffende NOEC- en (L) EC_{50} -waarden. Deze selectie is aangevuld met gegevens zoals aangetroffen in literatuur van recenter datum. In het navolgende wordt een nadere studie gemaakt van de gevoeligheid van organismen in organische grond of substraten in vergelijking tot die in minerale grond.

Bij deze vergelijking is ook gebruik gemaakt van toxiciteitsgegevens die betrekking hebben op bodemprocessen, als indicatie voor de gevoeligheid van het hele bodemecosysteem (Babich *et al*, 1983). Hierbij dient men zich te realiseren dat een dergelijke "black box" benadering kwalitatieve veranderingen in de microbiële gemeenschap kan verhullen (Nordgren *et al*, 1983). De vergelijking is niettemin uitgevoerd.

met inbegrip van gegevens met betrekking tot dergelijke processen, teneinde te beschikken over voldoende materiaal om statistische analyse mogelijk te maken. Bovendien kan worden aangevoerd dat een analyse van toxiciteitsgegevens van afzonderlijke soorten tekort doet aan het bestaan van zeer vele en complexe interacties tussen soorten, zowel trofische als mutualistische, zoals die zich vooral in organische grond kunnen manifesteren, en die de opname en toxiciteit van metalen terdege kunnen beïnvloeden (Read *et al* , 1987, Bengtsson *et al* , 1988, Tranvik & Eijsackers, 1989, Verhoef & Brussaard, 1990, Ponge, 1991, Van Wensem *et al* , 1991, Wilkins, 1991). Een analyse met inbegrip van bodemprocessen als "som-parameter" treft dit bezwaar weer veel minder.

De analyse werd verricht op basis van toxiciteitsgegevens (NOEC-, EC₅₀- en LC₅₀-waarden) zoals vermeld in de literatuur. Indien per organisme gegevens omtrent meerdere testparameters voorhanden zijn, werd reproductie verkozen boven groei als parameter. Van meerdere gegevens voor dezelfde parameter, waarbij de toetsen werden uitgevoerd in verschillende bodem- of substraattypen, werd een geometrisch gemiddelde berekend. Bij beschikbaarheid van meerdere gegevens voor een parameter getoetst in hetzelfde type substraat, maar variërend in bijvoorbeeld toetsduur of toegediend metaalzout, werd de meest gevoelige geselecteerd.

De toxiciteitsgegevens werden gecategoriseerd naar minerale bodems ($H \leq 30$) en organische grond ($H > 30$) op grond van in de oorspronkelijke bron vermelde gegevens of schattingen op grond van de omschrijving van het substraat. Concentraties werden logaritmisch getransformeerd en de verschillen tussen beide categorieën bodems werden geanalyseerd met een t-test. Voor NOEC-gegevens worden de resultaten van deze analyse weergegeven in Tabel 6. De oorspronkelijke toxiciteitsgegevens en enkele substraatkenmerken staan beschreven in appendices 2 (NOEC), 3 (EC₅₀) en 4 (LC₅₀).

Tabel 6 NOEC-waarden voor cadmium (mg kg^{-1}) uitgesplitst naar minerale en organische bodems of substraten met twee correcties voor het bodemtype op basis van het organisch stofgehalte (NÔEC, $2 \leq \text{OS} \leq 100\%$, NÔEC(30), $2 \leq \text{OS} \leq 30\%$)

Bodem/ substraat	Organisme/ proces	Parameter	NÔEC	NÔEC	NÔEC(30)
Mineraal	Radijs	groei	11	15	15
	Graan (gg)	groei	15	19	19
	<i>Dendrobaena rubida</i>	reproductie	101	127	127
	<i>Lumbricus rubellus</i>	reproductie	10	14	14
	<i>Eisenia andrei</i>	groei	10	13	13
	<i>Folsomia candida</i>	reproductie	149	159	159
	bodemademhaling (gg)	remming	192	231	231
	ijzer(III)reductie	remming	40	62	62
Organisch	<i>Picea sitchensis</i>	groei	1,6	0,6	1,2
	<i>Eisenia foetida</i>	reproductie	25	13	19
	<i>Porcellio scaber</i>	reproductie	10	3,3	7,5
	<i>Orchesella cincta</i>	reproductie	56	18	42
	<i>Platynothrus peltifer</i>	reproductie	2,9	1,0	2,2
	<i>Helix aspersa</i>	reproductie	10	4	7,5
	bodemademhaling	remming	0,6	0 2-0,5 ^a	0,5

gg, geometrisch gemiddelde, ^a) waarde afhankelijk van schatting van OS-gehalte uit oorspronkelijke bron

Tabel 7 NOEC-waarden voor koper (mg kg^{-1}) uitgesplitst naar minerale en organische bodems of substraten met twee correcties voor het bodemtype op basis van het organisch stofgehalte (NÔEC, $2 \leq \text{OS} \leq 100\%$, NÔEC(30), $2 \leq \text{OS} \leq 30\%$)

Bodem/ substraat	Organisme/proces	Parameter	NÔEC	NÔEC	NÔEC(30)
Mineraal	Graan (gg)	groei	218	303	303
	<i>Dendrobaena rubida</i>	coconproductie	122	184	184
	<i>Eisenia andrei</i>	coconproductie	66	92	92
	<i>Lumbricus rubellus</i>	coconproductie	13	17	17
	<i>Allolobophora caliginosa</i>	coconproductie	50	94	94
	bodemademhaling (gg)	remming	104	145	145
Organisch	<i>Picea sitchensis</i>	groei	17	9	17
	<i>Eisenia foetida</i> (gg)	coconproductie	707	575	707
	<i>Onychiurus armatus</i>	coconproductie	2608	1252	2608
	<i>Platynothrus peltifer</i>	reproductie	168	81	168
	<i>Arion ater</i>	consumptie	25	13	25

gg, geometrisch gemiddelde

Tabel 8 NOEC-waarden voor lood (mg kg^{-1}) uitgesplitst naar minerale en organische bodems of substraten met twee correcties voor het bodemtype op basis van het organisch stofgehalte (NÔEC, $2 \leq \text{OS} \leq 100\%$, NÔEC(30), $2 \leq \text{OS} \leq 30\%$)

Bodem/ substraat	Organisme/proces	Parameter	NÔEC	NÔEC	NÔEC(30)
Mineraal	Haver	groei	150	137	137
	Radijs	groei	150	180	180
	<i>Dendrobaena rubida</i>	reproductie	130	171	171
	<i>Lumbricus rubellus</i>	coconproductie	200	241	241
	<i>Aiolopus thalassinus</i>	coconproductie	19	28	28
	bodemademhaling (gg)	remmung	703	822	822
	glucose afbraak	remmung	1000	1393	1393
	cellulose afbraak	remmung	137	164	164
	nitrificatie	remmung	1000	1486	1486
	ammonificatie	remmung	1000	1486	1486
	urease activiteit (gg)	remmung	104	98	98
	dehydrogenase act	remmung	375	492	492
Organisch	<i>Picea sitchensis</i>	groei	70	45	70
	<i>Eisenia foetida</i> (gg)	coconprod	2236	1923	2236
	<i>Porcellio scaber</i>	consumptie	42	24	42
	<i>Onychiurus armatus</i>	reproductie	1096	621	1096
	<i>Platynothrus peltifer</i>	reproductie	430	244	430
	<i>Arion ater</i>	consumptie	1000	603	1000

gg, geometrisch gemiddelde

Tabel 9 NOEC-waarden voor zink (mg kg^{-1}) uitgesplitst naar minerale en organische bodems of substraten met twee correcties voor het bodemtype op basis van het organisch stofgehalte (NÔEC, $2 \leq \text{OS} \leq 100\%$, NÔEC(30), $2 \leq \text{OS} \leq 30\%$)

Bodem/ substraat	Organisme/proces	Parameter	NÔEC	NÔEC	NÔEC(30)
Mineraal	bodemademhaling (gg)	remmung	480	627	627
	nitrificatie (gg)	remmung	79	124	124
Organisch	<i>Eisenia foetida</i> (gg)	coconprod	1000	1071	1273
	<i>Porcellio scaber</i>	groei	398	269	507
	<i>Arion ater</i>	consumptie	10	7,2	12,7
	bodemademhaling	remmung	47	110-215	60

gg, geometrisch gemiddelde

Tabel 10 Ratio's van gemiddelde NOEC-waarden (geometrisch gemiddelde, mg kg⁻¹) van enkele zware metalen voor bodemorganismen en bodembioologische processen in minerale, organische bodems of substraten

		NÔEC		NÔEC		NÔEC(30)	
		min.	org.	min.	org.	min.	org.
Cd	gemiddelde ratio	34,1 5,4*	6,3	43,8 >16,7**	<2,6	43,8 9,1**	4,8
Cu	gemiddelde ratio	70,1 0,4 ^{ns}	166	103 1,1 ^{ns}	93	103 0,6 ^{ns}	166
Pb	gemiddelde ratio	242 0,6 ^{ns}	382	302 1,3 ^{ns}	239	302 0,8 ^{ns}	382
Zn	gemiddelde ratio	195 0,5 ^{ns}	370	279 >1,9 ^{ns}	123-145	279 1,9 ^{ns}	149

* = P<0,05, ** = P<0,01, ^{ns} = niet significant verschillend van 1,0

In Tabellen 7, 8, 9 en 10 wordt een samenvatting gegeven van NOEC-waarden voor Cd, Cu, Pb en Zn. Deze waarden zijn "gestandaardiseerd" voor verschillen in bodem of substraat-eigenschappen met behulp van bodemtype-correctiefactoren, zoals weergegeven voor de Referentiewaarden Bodem in de Milieuprogramma Voortgangsrapportage 1988-1992 (MPV, 1987). Deze standaardisatie is op twee manieren verkregen (zie ook onderstaand kader voor een beschouwing over dit gebruik van bodemtype-correctiefactoren)

- a) een normalisatie van het substraat waarvoor de betreffende toxiciteitsgegevens zijn verkregen, naar een standaardbodem op grond van OS en lutumgehalten. Hierbij werd voor lutum een onder- en bovengrens gehanteerd van 5 respectievelijk 50% (Denneman & Van Gestel, 1990, p. 15). Ook werd een ondergrens van 2% voor het OS-gehalte gehanteerd (maar geen bovengrens!). De gestandaardiseerde NOEC wordt hier NÔEC genoemd,
- b) idem, maar nu geheel conform de werkwijze van Denneman & Van Gestel (1990) ook met hantering van een bovengrens voor OS van 30%. De aldus verkregen NOEC wordt als NÔEC₃₀ aangeduid.

In gevallen dat meerdere gegevens beschikbaar zijn voor eenzelfde organisme en toetsparameter wordt hiervan in de tabellen het geometrisch gemiddelde (gg) vermeld.

Kader differentiatie naar milieukenmerken

Bij de beoordeling van bodemkwaliteit worden metaal-concentraties gestandaardiseerd met behulp van bodemtype correctiefactoren voor OS en lutumgehaltes. Bij de beoordeling van de kwaliteit van de bodem dienen de streefwaarden bodem uitgerekend te worden op basis van gemeten gehalten OS en lutum van de betreffende bodem, gebruik makend van stofspecifieke correctieformules. Voor de bodems met meer dan 30% respectievelijk minder dan 2% OS worden waarden van respectievelijk 30 en 2 aangehouden (MILBOWA, 1991).

Deze normalisatie binnen een beperkt traject vindt zijn oorsprong in het feit dat de verdeling van polaire organische stoffen over de vaste en waterfase (octanol-water-partitiec coefficient) van een bodem evenredig is met het OS-gehalte van die bodem tussen 2% en 30% OS. Voor zware metalen geldt deze beperking niet (Vegter, mondelinge mededeling). Het is daarom niet noodzakelijk om hier een bovengrens voor OS te hanteren.

Overigens geldt voor de referentiewaarden van metalen in de bodem een minimum waarde voor de zuurgraad (pH=4). Sommige organische bodemlagen worden echter gekarakteriseerd door lagere pH-waarden. Op dit punt is aanvullend onderzoek noodzakelijk.

Bodemtype correctiefactoren worden ook wel aangewend tot normalisatie van toxiciteitsgegevens (zie Denneman & Van Gestel, 1990, Van Straalen, 1993), onder de aanname dat de verhouding tussen een NOEC- en de referentiewaarde bodemkwaliteit (voor de grondsoort waarmee de betreffende toxiciteitsexperimenten zijn uitgevoerd) constant is.

Het gebruik van de correctiefactor voor organische grond zonder hantering van een bovengrens voor het OS-gehalte leidt in het ongunstigste geval (cadmium in mor humus) tot een verlaging van het MTR met ongeveer een factor 3 ten opzichte van de gebruikelijke wijze van standaardiseren.

Op grond van de in het kader gepresenteerde argumentatie is er geen wetenschappelijke reden om toxiciteitsgegevens voor zware metalen te normaliseren met een bovengrens voor OS. Deze normalisatie wordt om beleidsmatige overwegingen uitgevoerd, omwille van uniformiteit met normstelling voor organische stoffen. De TCB heeft in haar advies over de herziening van de Leidraad bodembescherming voorstellen gedaan voor C-waarden grond zonder toepassing van normalisatie naar OS en lutumgehalte, omdat anders "de suggestie wordt gewekt dat met de formules waarmee streefwaarden naar grondsoort worden gedifferentieerd ook de biologische beschikbaarheid van stoffen kan worden berekend" (TCB, 1992). Omwille van de vergelijkbaarheid worden in dit rapport beide correctiewijzen gehanteerd naast een uitwerking zonder normalisatie.

Uit de tabellen blijkt dat het in de vergelijking van bodem- of substraattypen in alle gevallen om verschillende soorten organismen gaat. In termen van statistiek (hier beter meta-statistiek) betreft het hier dus twee steekproeven uit verschillende verzamelingen, hetgeen de vergelijkbaarheid van de NOEC-waarden in afhankelijkheid van OS enigszins bemoeilijkt. Aan de andere kant weerspiegelen deze verschillende soorten groepen de situatie in het veld, in de zin dat de samenstelling van flora en bodemfauna mede bepaald wordt door de OS status van de bodem (paragraaf 2.2). Eventuele verschillen in gevoeligheid tussen de soortengroepen zijn daarom relevant.

Uit de Tabellen 7 tot en met 10 blijkt ook dat een correctie voor het bodemtype in de regel resulteert in een verhoging van de NOEC bij minerale substraten, bij organische juist in een verlaging. Bij een correctie zonder limiet voor het OS-gehalte wordt een in zuiver organisch substraat vastgestelde NOEC zelfs tot éénderde gereduceerd. Een correctie met een limiet OS=30% correspondeert met een factor van ongeveer driekwart. De uiteindelijke, genormaliseerde waarde van toxiciteitsgegevens is dus sterk afhankelijk van het soort correctie dat wordt toegepast op de oorspronkelijke waarden.

Een vergelijking van de NOEC-gegevens met betrekking tot het OS-gehalte (Tabel 6) levert de volgende conclusies:

- 1 De gemiddelde NOEC voor cadmium in minerale substraten is ruim vijfmaal hoger dan die in organische substraten. Na normalisatie van de waarden resulteert dit in verschil van een factor 9 à 17, afhankelijk van de uitgevoerde correctie. Deze verschillen in gevoeligheid voor cadmium kunnen niet worden herleid tot verschillen in blootstelling, althans niet in de zin dat de hogere gevoeligheid van dieren getoetst op organische substraten zou berusten op blootstelling via het voedsel. Weliswaar zijn vier van de zeven NOEC-waarden op dergelijke wijze verkregen (Tabel 6, *Porcellio*, *Orchesella*, *Plathynotherus* en *Helix*), maar deze waarden zijn gemiddeld hoger dan die voor toetsgegevens voor "echte" organische substraten (*Picea* veen+zand, *Eisenia* mest+grond, bodemademhaling, eikestrooisel+humus).
- 2 Voor koper, lood en zink kan geen verschil worden aangetoond. De beschikbare gegevens duiden op vergelijkbare gevoeligheden van beide groepen organismen en bodemprocessen.

Eenzelfde vergelijking met betrekking tot effect-concentraties (EC₅₀, Appendix 3) kan voor geen van de metalen worden onderbouwd met een statistische analyse, bij gebrek aan voldoende gegevens. In de effect-concentraties voor cadmium (Tabel 11) lijkt een duidelijke tendens waarneembaar: de enige waarneming voor een organisch

substraat is tevens meest gevoelige EC₅₀ (twee grootte-orde lager dan laagste waarde voor minerale grond¹⁾)

Tabel 11 EC₅₀-waarden (mg kg⁻¹) voor cadmium uitgesplitst naar minerale en organische bodems of substraten met twee correcties voor het bodemtype op basis van het organisch stofgehalte ($\hat{EC}_{50}$, $2 \leq OS \leq 100\%$, $\hat{EC}_{50}(30)$, $2 \leq OS \leq 30\%$)

Bodem/ substraat	Organisme/proces	Parameter	EC ₅₀	$\hat{EC}_{50}$	$\hat{EC}_{50}(30)$
Mineraal	Radijs	groei	28	38	38
	Tarwe	groei	45	61	61
	H ₂ -oxyderend vermogen	remming	133	181	181
	glutamaat afbraak (gg)	remming	387	585	585
	cellulose afbraak	remming	149	202	202
	urease activiteit (gg)	remming	186	243	243
	arylsulfatase act (gg)	remming	422	558	558
	fosfatase act (gg)	remming	716	983	977
Organisch	<i>Mesorhabditis monhystera</i>	pop groei	0,23	0,10	0,17
gg, geometrisch gemiddelde					

Voor koper, lood en zink zijn onvoldoende gegevens beschikbaar (overigens ook voor As, Ba, Cr, Co, Hg, Mo en Ni, waarvoor enkele literatuurgegevens werden verzameld door Denneman & Van Gestel (1990), hier niet overgenomen)

Er is geen poging ondernomen om bij gebrek aan voldoende LC₅₀-gegevens deze te schatten uit NOEC-waarden, door omrekening met een vaste factor. De grote soort-specifieke variatie in SSI laten een dergelijke kunstgreep niet toe.

3.2.5 Aanbevelingen ecotoxicologisch onderzoek

Gebaseerd op bovengenoemde lacunes in toxiciteitsgegevens voor cadmium en andere metalen lijkt het zinvol om bij verder ecotoxicologisch onderzoek vaker organische toetssubstraten en oppervlakkig in de bodem levende, detritivore soorten te bestuderen. De keuze van toetsorganismen zou met andere woorden meer relatie met functionele groepen moeten hebben, opdat de kennislacune gerichter kan worden ingevuld. De voor deze functionele groepen representatieve soorten worden bij voorkeur gekozen op grond van voedselkeuze en voorkomen in bodem (diepte, relatie met OS). Een dergelijke indeling van bodemfauna in zogenoemde "leagues" is voorgesteld door Faber (1991). In het bijzonder valt te denken aan leagues van oppervlakkige fungivoren (*sensu lato*) en detritivoren in vergelijking met dieper levende detritivoren en bacterivoren, als zijnde de grootste representatieve groepen voor mor respectievelijk mull bodems. Deze tweedeling is grotendeels onderscheidend met betrekking tot de blootstelling van betrokken diersoorten: de eerste groep betreft voornamelijk blootstelling via voedsel, de tweede groep voornamelijk blootstelling via de (weke) huid.

In het volgende hoofdstuk wordt een ecotoxicologische risico-evaluatie uitgewerkt voor cadmium met betrekking tot deze twee functionele assemblages van soorten

De gepresenteerde uitwerking van toxiciteitsgegevens met differentiatie naar OS-gehalte maakt gebruik van gegevens afkomstig uit laboratorium experimenten. Hierbij kan de beschikbaarheid van de metalen afwijken van die in het veld. Bovendien is een aantal gegevens terug te voeren op experimenteel voedsel dat als organisch substraat werd aangemerkt ten behoeve van de analyse. Ook hierbij kan sprake zijn van niet-realistische beschikbaarheid. Dit kan een verkeerde risicoschatting tot resultaat hebben. Een alternatieve methode, waarbij bodemkwaliteitscriteria worden herleid uit inwendige drempelconcentraties en concentratiefactoren in bodemvertebraten in de veldsituatie, werd onlangs voorgesteld door Van Wensem *et al* (1994). De biologische beschikbaarheid van cadmium in het veld voor een zestal soorten bodemdieren lijkt bij deze benadering sterker tot uitdrukking te komen in de vorm van grotere variantie in drempelconcentraties in het veld ten opzichte van die in het laboratorium. Als gevolg van deze grotere variantie valt de HC5 lager uit dan bij een klassieke berekening gebaseerd op laboratorium gegevens (0,24 resp. 1,73 $\mu\text{g g}^{-1}$).

Hoewel niet vermeld in het artikel, betreft het voorbeeld van Van Wensem *et al* gegevens over concentratiefactoren en lichaamsgehalten van dieren in een organisch substraat (de genoemde soorten zijn representatief voor organische bodems). Zodra een dataset voor minerale grond beschikbaar komt, is het zeer interessant om deze op analoge wijze uit te werken, en de conclusies te vergelijken met de in dit rapport naar voren gebrachte verschillen in gevoeligheden van bodemdieren in relatie tot het organisch stofgehalte van de bodem.

4 BODEMKWALITEIT EN NORMSTELLING

In het kader van de Wet bodembescherming wordt conform de Leidraad bodembescherming (VROM, 1990) oriënterend onderzoek uitgevoerd naar aanleiding van een vermoeden dat sprake is van (dreigende) verontreiniging van de bodem, met als doel het nagaan of dit vermoeden terecht is en of de verontreiniging dermate ernstig is dat een nader onderzoek nodig is. Een eventueel daarop volgend nader onderzoek wordt uitgevoerd met als doel het vaststellen van de aard, de concentratie en de omvang van de verontreiniging. Op basis van (potentiele) mogelijkheden van blootstelling en verspreiding kan vervolgens worden bepaald of er een ernstig gevaar voor de volksgezondheid of het milieu bestaat.

De monsternemingsstrategie wordt uitgevoerd conform het protocol voor het oriënterend bodemonderzoek (Lamé & Bosman, 1993a) of het protocol voor het nader onderzoek (Lamé & Bosman, 1993b), waarbij de techniek van de monsterneming van grond wordt uitgevoerd conform NVN 5740, NEN 5742, NEN 5743 (NNI, 1991ab, 1993) of, indien niet beschikbaar, conform de voorlopige praktijk-richtlijnen (DHV, 1986).

In deze documenten wordt aangegeven dat bodemkwaliteit kan worden vastgesteld aan grond, grondwater en bodemlucht. Met betrekking tot grond is sprake van klei, zand, leem, en veen als grondsoorten, maar wordt niet gesproken van organische grond, strooisel of humus, of iets dergelijks. Daarnaast wordt met betrekking tot monsterneming van het bodemprofiel het aantal te nemen grond- en grondwatermonsters voorgeschreven voor de bovengrond (0-50 cm, of eventueel de diepte van de bouwvoor) en de ondergrond (50 (of onderzijde bouwvoor) -200 cm), dat wil zeggen in de *minerale* bodem (zie bijvoorbeeld NNI, 1991a Tabel 1). Daar komt bij dat aanbevolen apparatuur, met name voor het nemen van submonsters, nauwelijks geschikt is voor bemonstering van organische toplagen. De voorschriften zijn daarom niet toegesneden op onderzoek aan een organische toplaag bij gestratificeerde bodems, impliciet wordt dit deel van de bodem buiten het bemonsteringsvoorschrift gelaten, en zou zo buiten de beoordeling van de bodemkwaliteit blijven.

In de praktijk is (nog) geen sprake (geweest) van onderzoek ter beoordeling van bodemkwaliteit in natuurterreinen, en heeft dit probleem zich (nog) niet gemanifesteerd. Het is echter waarschijnlijk dat deze situatie zal veranderen in de nabije toe-

komst, bijvoorbeeld als gevolg van het aankopen van gronden ten behoeve van de realisatie van de Ecologische Hoofdstructuur. Het is dan ook urgent dat op korte termijn duidelijke richtlijnen worden uitgevaardigd met betrekking tot gestratificeerde organische bodems.

4.1 AANBEVELINGEN TEN BEHOEVE VAN BEOORDELING BODEMKWALITEIT

Gezien het feit dat in gestratificeerde bodems metalen een sterk gestratificeerde verdeling over het bodemprofiel vertonen, zowel wat betreft het natuurlijke gehalte als eventueel aanwezige verontreinigingen, is een gestratificeerde monsterneming opportuun. Met name in het stadium van het oriënterend onderzoek is daarom een sterk gestratificeerde bemonstering van het profiel noodzakelijk, en moet terughoudendheid worden betracht bij het nemen van een enkele monsterserie van de bovengrond. Op grond van de sterke accumulatie in de organische toplaag dient deze als aparte monsterring te worden opgenomen in de procedure.

Diepere bodemlagen met een hoog organisch stofgehalte als gevolg van inspoeling kunnen eveneens zeer hoge concentraties metalen bevatten. Met name ijzer en arseen kunnen zelfs als knollen voorkomen, en concentraties bereiken die uitstijgen boven de gehalten in de ectorganische toplaag. Dit gegeven pleit evenzeer voor een strategie van sterk gestratificeerde monsterneming, waarbij het OS-gehalte van de bodem bepalend is.

Bij het vermoeden van verontreiniging van de ectorganische horizont door depositie van metalen dient monsterneming van de bodem niet beperkt te blijven tot de organische toplaag. Bij hoge depositie en hoge omzettingssnelheid van het organisch materiaal kunnen metalen als Pb, Cu, Ni en Zn zich naar de minerale boven- en ondergrond verplaatsen (Hogan & Wotton, 1984; Pouyat & McDonnell, 1991). In dergelijke situaties geven gesommeerde gehalten van toplaag plus bovengrond een betere benadering van de accumulatie van zware metalen (en daarmee van het depositie patroon) dan alleen waarden voor de gehalten in de toplaag.

4.2 AANBEVELINGEN NORMSTELLING

Zoals in paragraaf 3.2.4 werd uiteengezet, valt op basis van de momenteel beschikbare toxiciteitsgegevens vast te stellen dat organismen en bodemprocessen in organische grond een grotere gevoeligheid voor cadmium bezitten dan in minerale grond. Een dergelijk verschil kon niet worden vastgesteld voor koper, lood of zink. Bij

gebrek aan voldoende gegevens kon een dergelijke analyse niet worden gemaakt van verschillen in gevoeligheid op basis van effect-concentraties

Deze constatering zou kunnen worden aangevat als een aanleiding om de normstelling voor cadmium in grond te herzien met betrekking tot de streefwaarde. Deze norm zou dan nader kunnen worden gespecificeerd voor minerale grond en organische grond apart, met een differentierend OS-gehalte van 30%. Deze herziening zou moeten worden gebaseerd op aparte berekeningen van HC5-waarden (Van Straalen & Denneman, 1989, Van de Meent *et al*, 1990) voor beide grondsoorten, zoals gepresenteerd in Tabel 12.

Tabel 12. HC5-waarden (in mg kg^{-1} , berekend naar Van Straalen & Denneman, 1989) voor cadmium in minerale en organische grond, op basis van alle NOEC-gegevens voor bodemorganismen en bodemprocessen, of geaggregeerd voor representatieve soortengroepen en processen. Tevens wordt het aantal NOEC-gegevens (N) vermeld.

Grondsoort	Type gegevens	HC5	N
Mineraal soortengroepen ¹	soorten	2,2	8
	2,5	6	
Organisch soortengroepen	soorten	0,1 ²	7
	0,1 ²	7	

¹ Gegevens voor regenwormen (3 soorten) samengevat tot geometrisch gemiddelde

² Indien NOEC-gegevens worden genormaliseerd op basis van het werkelijke OS-gehalte van het substraat (standaard normalisatie OS=30%), moet deze waarde worden vervangen door 0,07

Het is opmerkelijk dat een HC5 voor cadmium in organische grond een gehalte oplevert dat lager is dan de meeste achtergrondgehalten in bosbodems in NW-Europa (Tabel 3). Het is waarschijnlijk dat in Nederland in de meeste gevallen het Cd-gehalte in de organische toplaag van de bodem deze HC5-waarde eveneens overtreft. Het laagste gehalte aan Cd in de organische toplaag, bepaald in twaalf natuurgebieden in Nederland, was namelijk $0,6 \text{ mg kg}^{-1}$ (Ma *et al*, 1992).

De HC5 voor Cd in organische grond valt ook beduidend lager uit dan de huidige streefwaarde van $0,8 \text{ mg kg}^{-1}$ voor Cd in grond (MILBOWA, 1991). Aangezien het betrouwbaarheidsinterval van deze HC5-waarde de streefwaarde zal omvatten (vergelijk Aldenberg & Slob, 1991), en gelet op de range van achtergrondgehalten in natuurgebieden, is het verder verscherpen van de streefwaarde weinig zinvol. Beleidsmatig werd eerder al vastgesteld de streefwaarden voor metalen in grond te leggen op het niveau van het huidige achtergrondgehalte in relatief onbelaste gebieden (MILBOWA, 1991). Daarbij wordt gesteld dat "*van nature voorkomende gehalten*

aan metalen " bepalend zijn voor " de differentiatie in soorten en ecosystemen Deze effecten, die op het niveau van achtergrondgehalte op kunnen treden, worden beschouwd als niet nadelig te waarderen effecten Deze differentiatie dient behouden te blijven " (MILBOWA, 1991, p. 34) Pragmatisch kan worden gesteld dat de huidige streefwaarde acceptabel is ter bescherming van het bodemleven in organische gronden. MTR's (en ook de VR's) voor cadmium in organische en minerale grond dienen echter apart van achtergrondgehalten te worden gehanteerd. Dit houdt de wetenschappelijke onderbouwing van beleidsnormen zuiver (TCB, 1994).

Overigens kan de bovengenoemde HC5 nog in ander opzicht opmerkelijk worden genoemd. Indien de extrapolatie van NOEC-gegevens voor Cd in organische grond een juiste schatting van de gevoeligheid van de daaraan verbonden levensgemeenschap heeft opgeleverd, moet op grond van achtergrondgehalten in het veld worden aangenomen dat in veel gevallen een groter aandeel dan 5% van het aantal soorten effecten kan ondervinden van blootstelling aan cadmium. In een evaluatie van de referentiewaarden bodemkwaliteit werd eerder een beschermingspercentage van 85% voor cadmium aangegeven (Van Straalen & Denneman, 1989). Bij verwaarlozing van een onzekerheidsmarge betreffende de beperkte steekproefomvang, leidde deze evaluatie tot een beschermingspercentage van ongeveer 95% (TCB, 1989). Een en ander werpt een ander licht op het idee dat het bodemleven in organische horizonten relatief minder effect zou ondervinden van verontreiniging als gevolg van complexvorming. Zo de blootstelling al minder is, dan staat daar een hogere gevoeligheid tegenover.

Met betrekking tot minerale grond kan worden geconcludeerd dat de betreffende HC5 voor cadmium op basis van de huidige ecotoxicologische gegevens hoger uitvalt dan het natuurlijk achtergrondgehalte. Hieruit mag worden geconcludeerd dat een differentiatie tussen organische gronden en minerale gronden nader onderzocht zou moeten worden. De verschillende plaatsen die soorten binnen het bodemsysteem kunnen innemen en verschillen in blootstellingsroutes, zoals blootstelling via voedsel versus blootstelling via grond of bodemvocht, leiden tot een overschatting van de variatie in gevoeligheden tussen soorten, wanneer daar bij het berekenen van de HC5 geen rekening mee wordt gehouden. Bij het vaststellen van het MTR zouden de ecotoxicologische invoergegevens nader moeten worden bestudeerd.

Op wetenschappelijke gronden wordt de differentiatie van normstelling voor metalen naar het OS-gehalte van grond onnodig beperkt tot een maximum van 30%. De relatie tussen achtergrondgehalte van metalen en de hoeveelheid OS in de bodem kan worden beschreven aan de hand van gegevens voor de "moerige" gronden uit het

onderzoek van Edelman (Edelman, 1984, VTCB, 1986) Een brede inventarisatie van de gehalten in strooisellagen ontbreekt echter, maar zou daarop een goede en noodzakelijke aanvulling vormen Omdat het ecotoxicologisch gedrag van elementen in organische toplagen verschilt van dat in minerale grond, ligt het in de rede om een aparte normstelling te ontwikkelen Deze zou kunnen worden gebaseerd op achtergrondgehalten, en eventueel (indien realistisch) worden bijgesteld op grond van specifieke MTR's Bij gebrek aan de benodigde gegevens, zowel met betrekking tot achtergrondgehalten in strooisellagen als ecotoxicologische drempelconcentraties in organische substraten, is een dergelijke twee-klassen normstelling momenteel niet aan de orde

5 CONCLUSIES

Bodems in natuurlijke en halfnatuurlijke gebieden hebben veelal een gestratificeerde opbouw, waarbij een toplaag met een sterk organisch karakter aanwezig kan zijn. Als gevolg van onder andere diffuse verontreiniging accumuleren zware metalen en andere stoffen in de bodem, voornamelijk in de organische toplaag. Daarbij bestaat geen relatie tussen het stofgehalte in de organische horizont en de onderliggende minerale bodem, en kan de kwaliteit van de toplaag dus niet worden geschat uit metingen aan de minerale bovengrond. Bij het vermoeden dat sprake is van bodemverontreiniging wordt ten behoeve van oriënterend onderzoek ter beoordeling van de bodemkwaliteit daarom een sterk gestratificeerde monsternamen aanbevolen. Hierbij dient de organische horizont apart te worden bemonsterd.

Gestratificeerde bodems met een organische toplaag (mor bodems) vertonen een relatief grotere concentratie van bodemleven aan het bodemoppervlak dan minerale bodems (mull en moder bodems). De organische toplaag herbergt het grootste deel van het aantal soorten en de totale biomassa van de levensgemeenschap in de bodem. Mor bodems onderscheiden zich ook van mull en moder bodems door verschillen in dominantie van specifieke groepen bodemfauna, zowel in taxonomisch als functioneel ecologisch opzicht.

Terrestrische organismen en bodemprocessen blijken een grotere gevoeligheid voor cadmium te hebben bij toetsing in organische substraten dan in minerale grond. Deze conclusie is gebaseerd op een ecologische risico-evaluatie voor toetsorganismen die uit onderling verschillende soorten blijken te bestaan, elk min of meer representatief voor organisch respectievelijk mineraal substraat. In het veld blijken effecten op micro-organismen in OS-rijke bodems echter pas bij hogere metaalgehalten op te treden, in vergelijking tot OS-arme bodems, doch niet in het geval van cadmium. Het is aannemelijk dat de blootstelling via het bodemwater van vooral bodemdieren in de organische toplaag van gestratificeerde bodems niet of nauwelijks lager is dan in de minerale bovengrond, en dat detritivore bodemdieren via consumptie van (sterk) verontreinigd strooisel in de toplaag zelfs een hogere blootstelling kunnen ondervinden dan in de minerale grond. Dit betekent dat ecotoxicologische risico's van verontreiniging van organische grond met dezelfde zorg dienen te worden benaderd als die van minerale grond.

Op grond van verschillen in ecotoxicologische risicogrenzen voor cadmium in minerale en organische grond ligt een naar organisch stofgehalte gedifferentieerde normstelling voor de hand. De op basis van deze risicogrenzen afgeleid concentratie voor het MTR in organische grond is echter lager dan de huidige streefwaarde. Deze norm is voor cadmium en de meeste andere metalen bij benadering al gelijkgesteld aan het achtergrondgehalte in relatief onbelaste gebieden. Het lijkt vooralsnog niet realistisch om deze normstelling verder te verscherpen, mede gezien de beperkte ecotoxicologische gegevens. Niettemin kan worden aanbevolen om bij het vaststellen van het MTR voor metalen de ecotoxicologische invoergegevens nader te bestuderen met betrekking tot organisch stofgehalte van het substraat.

6 REFERENCES

- Abrahamsen G (1972) Ecological study of Enchytraeidae (Oligochaeta) in Norwegian coniferous forest soils *Pedobiologia* 12 26-82
- Aldenberg, T & W Slob (1991) Confidence limits for hazardous concentrations based on logistically distributed NOEC toxicity data RIVM rapport 719102002 RIVM, Bilthoven
- Alexander, M A (1977) Introduction to soil microbiology Wiley, New York/ London/ Sydney
- Angehrn-Bettinazzi, C, L Thoni & J Hertz (1989) An attempt to evaluate some factors affecting the heavy metal accumulation in a forest stand *Intern J Environ Anal Chem* 35 69-79
- Angle, J S, R L Chaney & D Rhee (1993) Bacterial resistance to heavy metals related to extractable and total metal concentrations in soil and media *Soil Biol Biochem* 25 1443-1446
- Bååth, E (1989) Effects of heavy metals in soil on microbial processes and populations (a review) *Water Air Soil Pollut* 47 335-379
- Bååth, E & B Soderstrom (1979) Fungal biomass and fungal immobilisation of plant nutrients in Swedish coniferous forest soils *Rev Écol Biol Sol* 16 477-489
- Babich, H, R J F Bewley & G Stotzky (1983) Application of the "ecological dose" concept to the impact of heavy metals in some microbe-mediated ecologic processes in soil *Arch Environ Contam Toxicol* 12 421-426
- Babich, H & G Stotzky (1983) Environmental factors that influence the toxicity of heavy metal and gaseous pollutants to micro-organisms *CRC Crit Rev Microbiol* 8 99-148
- Bal, L (1973) Micromorphological analysis of soils Lower levels in the organisation of organic soil materials *Soil Survey Papers no 6* Soil Survey Institute, Wageningen
- Baumeister, W & W Ernst (1978) Mineralstoffe und Pflanzenwachstum Fisher Verlag, Stuttgart
- Bengtsson, B, A Ehrlandsson & S Rundgren (1988) Fungal odour attracts soil Collembola *Soil Biol Biochem* 20 25-30
- Bengtsson, G, T Gunnarsson & S Rundgren (1985) Influence of metals on reproduction, mortality and population growth in *Onychiurus armatus* (Collembola) *J Appl Ecol* 22 967-978
- Bengtsson, G, T Gunnarsson & S Rundgren (1986) Effects of metal pollution on the earthworm *Dendrobaena rubida* (Sav) in acidified soils *Water Air Soil Poll* 28 361-383

- Berggren, D (1990) Species of Al, Cd, and Cu in forest soil solutions analytical methods, mobilization mechanisms, and toxicity to plants Proefschrift, Lund University, Lund, Zweden
- Bergkvist, B (1987) Leaching of metals from forest soils as influenced by tree species and management For Ecol Manage 22 29-56
- Bhuiya, M R H & A H Cornfield (1974) Incubation study on effect of pH on nitrogen mineralisation and nitrification with 1000 ppm lead and zinc, as oxides Environ Poll 7, 161-164 (ref uit Doelman & Haanstra 1983)
- Boekhold, A E (1992) Field scale behaviour of cadmium in soil Proefschrift, Landbouwwuniversiteit, Wageningen
- Boer, W de, H Duyts & H J Laanbroek (1988) Autotrophic nitrification in a fertilized acid heath soil Soil Biol Biochem 20 845-850
- Bongers, T (1990) The maturity index an ecological measure of environmental disturbance based on nematode species composition Oecologia 83 14-19
- Bongers, T & Schouten, T (1991) Nematodengemeenschappen als potentieel diagnostisch instrument voor chemische verontreinigingen In G P Hekstra & F J M van Linden (eds) Flora en fauna chemisch onder druk Verslag van een nationaal symposium georganiseerd door de Nederlandse Ecologenvereniging - Oecologische Kring, Arnhem, 9-10 oktober 1990 Pudoc, Wageningen pp 175-186
- Bouché M B (1975) Fonction des lombriciennes III Premières estimations quantitatives des stations français du P B I Coll biologie du sol, Montpellier, 27 mei-2 juni 1973 Rev Écol Biol Sol 12 25-44
- Bouché M B (1977) Strategies lombriciennes In U Lohm & T Persson (eds) Soil Organisms as components of Ecosystems Ecol Bull (Stockholm) 25 122-123
- Burton, K W , E Morgan & A Roig (1984) The influence of heavy metals upon the growth of sitka-spruce in South Wales forests II Greenhouse experiments Plant Soil 78 271-282
- Buzas, I, A Lukacs, G Partay & T Patkai (1988) Absorption of heavy metals by peat -In E Welte & I Szabolcs (eds) Proc 5th Int CIEC Symp Protection of water quality from harmful emissions with special regard to nitrate and heavy metals Belatonfuered, Budapest pp 361-364
- Canadian Soil Survey Committee (1978) The Canadian system of soil classification Publ Can Dept of Agric , Ottawa, nr 1646
- Capelleveen, H E van (1985) Oecofysiologie en populatie oecologie van terrestrische arthropoden Effecten van milieubelasting door zware metalen en de consequenties voor de genetische samenstelling van dierpopulaties Verslag STW-BION
- Capelleveen, H E van (1987) Ecotoxicity of heavy metals for terrestrial isopods Proefschrift, Vrije Universiteit, Amsterdam
- Chaney, W R , J M Kelly & R C Strickland (1978) Influence of cadmium and zinc on carbon dioxide evolution from litter and soil from a black forest J Environ Qual 7 115-119 (ref uit Doelman & Haanstra 1983)

- Christensen, Th H (1989) Cadmium soil sorption at low concentrations VIII Correlation with soil parameters Water Air Soil Pollut 44 71-82
- Christiansen, K (1964) Bionomics of Collembola Annu Rev Entomol 9 147-178
- Coninck, F de (1983) Genesis of podzols Meded Kon Acad Wet 45 2-65
- Crommentuyn, T, J Brils & N M van Straalen (1993) Influence of cadmium on lifehistory characteristics of *Folsomia candida* (Willem) in an artificial soil Substrate Ecotoxicol Environ Saf 26 216-227
- Crommentuyn, T, C J A M Doodeman, A Doornekamp, J J C van der Pol, M C J Rademaker & C A M van Gestel (1995) Sublethal Sensitivity Index as an ecotoxicity parameter measuring energy allocation under toxicant stress Application to cadmium in soil arthropods Ecotox Environ Saf (in press)
- Dahlberg, A (1990) Effect of soil humus cover on the establishment and development of mycorrhiza on containerised *Pinus sylvestris* L and *Pinus contorta* ssp *latifolia* Engelm after out planting Scand J For Res 5 103-112
- David, M B, G F Vance, J M Rissing & F J Stevenson (1989) Organic carbon fractions in extracts of O and B horizons from a New England spodosol effects of acid treatment J Environ Qual 18 212-217
- Debosz, K, H Babich & G Stotzky (1985) Toxicity of lead to soil respiration mediation by clay minerals, humic acids, and compost Bull Environ Contam Toxicol 35 517-524
- DeMaeseneer, J (1967) Nematicide werking van kopersulfaat Med Rijksfac Landbouwsch Gent 32 559-564
- Demon J M H en A L M van Broekhoven (1989) Bodemverontreiniging in de uiterwaarden Bijdrage aan de Derde Nota Waterhuishouding Rijkswaterstaat, Directie Gelderland, Dienst Binnenwateren/RIZA, nota nr 89 027
- Denneman, C A J & C A M van Gestel (1990) Bodemverontreiniging en bodemecosystemen voorstel voor C-(toetsings)waarden op basis van ecotoxicologische risico's RIVM-rapport 752201001, met bijlage
- Denneman, C A J & N M van Straalen (1990) Toxicity of copper and lead to the oribatid mite *Platynothrus peltifer* (Koch) Pedobiologia 35 305-311
- Denneman, W D, J H Faber & H J P Eijsackers (1986) Zware metalen en hun effecten op natuurwaarden een case study over de Brabantse Kempen Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Arnhem Rapport 86/10
- De Temmerman, L O, J R Istas, M Hoenig, S Dupire, G Ledent, Y Van Elsen, H Baeten & A De Meyer (1982) Onderzoek naar de "normale" gehalten aan sporelementen in een aantal Belgische bodems als basis voor de detectie en het onderzoek van bodemvervuiling Landbouwtijdschrift 35 1883-1911
- DHV (1986) Voorlopige Praktijkrichtlijnen Reeks bodembescherming, nr 55B Staatsuitgeverij Den Haag DHV, Raadgevend Ingenieursbureau
- Dickinson, C H & Pugh, G J F (eds) (1974) Biology of plant litter decomposition Vol I en II Academic Press, London/New York

- Didden, W (1993) Ecology of terrestrial Enchytraeidae *Pedobiologia* 37 2-29
- Dis, W A van, C A M van Gestel & P M Sparenburg (1988) Ontwikkeling van een toets ter bepaling van sublethale effecten van chemische stoffen op regenwormen I Effecten van cadmium en koper op de groei en geslachtelijke ontwikkeling van *Eisenia andrei* RIVM, rapportnr 718480002
- Doelman, P (1978) Effects of lead pollution on the soil microflora Proefschrift Rijksuniversiteit, Groningen
- Doelman, P (1985) Resistance of soil microbial communities to heavy metals -In *Microbial Communities in Soil* (Jensen, V, A Kjoller & L H Sorensen, eds) pp 369-383
- Doelman, P & L Haanstra (1979a) Effect of lead on soil respiration and dehydrogenase activity *Soil Biol Biochem* 11 475-479
- Doelman, P & L Haanstra (1979b) Effects of lead on the decomposition of organic matter *Soil Biol Biochem* 11 481-485
- Doelman, P & L Haanstra (1983) De invloed van zware metalen op de bodemmicroflora *Reeks Bodembescherming*, nr 20 Staatsuitgeverij, Den Haag
- Doelman, P & L Haanstra (1984) Short-term and long-term effects of cadmium, chromium, copper, nickel and zinc on soil microbial respiration to abiotic soil factors *Plant Soil* 79 317-327
- Doelman, P, G Nieboer, J Schrooten & M Visser (1984) Antagonistic and synergistic toxic effects of Pb and Cd in a simple foodchain *Nematodes feeding on fungi or bacteria* *Bull Environ Contam Toxicol* 32 717-723
- Drift, J van der (1951) Analysis of the animal community in a beech forest floor *Tijdschrift voor Entomologie* 94 1-168
- Drift, J van der (1974) Project Meerdink Production and decomposition of organic matter in an oak woodland -In *Netherlands Contribution to the IBP Final Report 1966-71 North-Holland, Amsterdam*, pp 21-33
- Duchaufour, Ph (1982) *Pedology* George Allen & Unwin, London/Boston/Sydney
- T R Paton (Vert)
- Edelman, Th (1984) Achtergrondgehalten van een aantal anorganische en organische stoffen in de bodem van Nederland, een eerste verkenning *Bodembeschermingsreeks*, nr 34 Staatsuitgeverij, Den Haag
- Ehrenfeld, J G, E Kaldor & R W Parmelee (1992) Vertical distribution of roots along a toposequence in the New Jersey Pinelands *Can J For Res* 22 1929-1936
- Eijsackers H, C F van de Bund, P Doelman & W Ma (1988) Fluctuerende aantallen en activiteiten van bodemorganismen *Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Arnhem RIN-rapport 88/33*
- Eijsackers H, A J B Zehnder (1990) Litter decomposition a Russian matryoshka doll *Biogeochemistry* 11 153-174
- Eis, S (1987) Root systems of older immature hemlock, cedar, and Douglas-fir *Can J For Res* 17 1348-1354

- Ernst, W (1974) Schwermetallvegetation der Erde Geobotanica Selecta, Bd V Gustav Fisher Verlag, Stuttgart
- Ernst, W H O (1985) De begroeiing als onderdeel van het duinecosysteem Haalt het duin het jaar 2000? -In Provinciaal Waterleidingbedrijf Noord-Holland, Van dungebruik naar duinbeheer PWN, Bloemendaal pp 30-39
- Ernst, W H O , Th A Dueck & P C Lolkema (1985) Genetische effecten van emissies van zware metalen op planten Lucht en Omgeving, mei/juni 69-72
- Ernst, W , W Mathys, J Salaske & P Janiesch (1974) Aspekte von Schwermetallbelastungen in Westfalen Abhandl Landesmuseum Naturkunde Munster 36 1-30
- Faber, J H (1991) Functional classification of soil fauna a new approach Oikos 62 110-117
- Faber, J H (1992) Soil fauna stratification and decomposition of pine litter Proefschrift, Vrije Universiteit, Amsterdam
- Faber, J H & E N G Joosse (1993) Vertical distribution of Collembola in a *Pinus nigra* organic soil Pedobiologia 37 336-350
- FAO (1990) FAO-UNESCO Soil Map of the World Revised Legend Soils Bulletin 60 FAO, Rome 119 pp
- Ford, E D & J D Deans (1977) Growth of a Sitka spruce plantation spatial distribution and seasonal fluctuations of lengths, weights and carbohydrate concentrations of fine roots Plant Soil 47 463-485
- Foy, C D , R L Chaney & M C White (1978) The physiology of metal toxicity in plants Ann Rev Plant Physiol 29 511-566
- Geballe, G T , W H Smith & P M Wargo (1990) Red spruce seedling health an assessment of acid fog deposition and heavy metal soil contamination as interactive stress factors Can J For Res 20 1680-1683
- Gestel, C A M van, W A van Dis, E M van Breemen & P M Sparenburg (1989) Development of a standardized reproduction toxicity test with the earthworm species *Eisenia fetida andrei* using Copper, Pentachlorophenol, and 2,4-Dichloroaniline Ecotoxicol Environ Saf 18 305-312
- Gholz, H L , L C Hendry & W P Cropper Jr (1986) Organic matter dynamics of fine roots in plantations of slash pine (*Pinus elliotii*) in north Florida Can J For Res 16 529-538
- Godbold, D L & A Huttermann (1986) The uptake and toxicity of mercury and lead to spruce (IKarst) seedlings Water Air Soil Pollut 31 509-515
- Godbold, D L , M Litzinger & C Griese (1991) Cadmium toxicity in clones of *Populus tremula* In D C Adriano (ed) Metals in soils, waters, plants and animals Proceedings of an International Conference, Orlando, Florida, 30 April-3 May 1990 Ook in Water Air Soil Pollut 57-58 209-215
- Goede, R de (1993) Terrestrial nematodes in a changing environment Proefschrift Landbouwniversiteit Wageningen

- Haan, S de, H Rethfeld & W van Driel (1985) Acceptable levels of heavy metals (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) in soils, depending on their clay and humus content and cation-exchange capacity Instituut voor Bodemvruchtbaarheid, Haren, rapportnr 9-85
- Haarløv, N (1955) Vertical distribution of mites and Collembola in relation to soil structure In D Kevan (ed) Soil Zoology Butterworths Scientific Publications pp 167-178
- Hartmann F (1952) Forstökologie Fromme, Wien
- Heinrichs, H & R Mayer (1980) Distribution and cycling of nickel in forest ecosystems In J O Nriagy (ed) Nickel in the Environment Wiley, New York pp 431-455
- Hendriks, C M A & F J J A Bianchi (1991) Worteldichtheid en wortellengte-ontwikkeling in monocultures en mengingen van Douglas en Beuk Student Thesis, Wageningen Agricultural University, Dept of Forestry, AV91-26, Wageningen, 57p
- Hertz, J, C Angehrn-Bettinazzi & H Stockli (1990) Distribution of heavy metals in various litter horizons and forest soils Intern J Environ Anal Chem 39 91-99
- Hesselman, H (1926) Studier over barrskogens humustacke, dess egenskaper och beroende av skogsvoarden (Studien über die Humusdecke des Nadelwaldes, ihre Eigenschaften und deren Abhängigkeit vom Waldbau) Medd Statens Skogsforssoksanst (Stockholm) 22 169-552
- Himes, F L, R Tejeira & M H B Hayes (1963) The reactions of extracts from maple and oak leaves with iron and zinc compounds Proc Soil Sci Soc Amer 27 516-519
- Ho, I (1987) Comparison of eight *Pisolithus tinctorius* isolates for growth rate, enzym activity and phytohormone production Can J For Res 17 31-35
- Hogan, G D & D L Wotton (1984) Pollutant distribution and effects in forests adjacent to smelters J Environ Qual 13 377-382
- Holler-Land, G (1962) Die Abhängigkeit der bodenbewohnenden Collembolen von Dungung und anderen Standortfaktoren Monographien zur angewandte Entomologie Beihefte Z angew Entomol 18 (Referentie uit Eijsackers et al, 1988)
- Hopkin, S P (1989) Ecophysiology of metals in terrestrial invertebrates Elsevier Applied Sci, London
- Hoogerwerf, M R en Busink, E R V (1993) Gebiedsdekkend bodemonderzoek in het uiterwaardengebied van de Waal, de Neder-Rijn en de IJssel CSO Adviesbureau voor Milieuonderzoek, Rapport 93 041
- Hook, R I van, W F Harris & G S Henderson (1977) Cadmium, lead, and zinc distributions and cycling in a mixed deciduous forest Ambio 6 281-286
- Howard, P J A (1969) The classification of humus types in relation to soil ecosystems -In J G Sheals (ed) The Soil Ecosystem systematic aspects of environment, organisms and communities The Systematics Association, London pp 41-54
- Jaggy, A & B Streit (1982) Toxic effects of soluble copper on *Octolasion cyaneum* Sav (Lumbricidae) Revue Suisse Zool 89 881-889

- Jansen, A E & H W de Nie (1988) Relations between mycorrhizas and fruit bodies of mycorrhizal fungi in Douglas fir plantations in The Netherlands *Acta Bot Neerl* 37 243-249
- Janssen, B H (1986) Een één-parametermodel voor de berekening van de decompositie van organisch materiaal *Vakbl Biol* 66 433-436
- Jones, K C, S A Watts, A F Harrison & J Dighton (1988) The distribution of metals in the forest floor of aged conifer stands at a plantation in Northern England *Environ Pollut* 51 31-47
- Kabata-Pendias, A & H Pendias (1992) Trace elements in soils and plants 2e ed CRC Press, Boca Raton
- Kahle, H (1993) Response of roots of trees to heavy metals *Environ Experimental Bot* 33 99-119
- Keller, C & J-C Védý (1994) Heavy metals in the environment Distribution of copper and cadmium fractions in two forest soils *J Environ Qual* 23 987-999
- Kelly, J M, G R Parker & W W McFee (1979) Heavy metal accumulation and growth of seedlings of five forest species as influenced by soil cadmium level *J Environ Qual* 8 361-364
- Keyes, M R & C C Grier (1981) Above- and belowground net production in 40-year-old Douglas-fir stands on low and high productivity sites *Can J For Res* 11 599-605
- Khan, D H & B Frankland (1983) Effects of cadmium and lead on radish plants with particular reference to movement of metals through soil profile and plant *Plant Soil* 70 335-345
- Khan, D H & B Frankland (1984) Cellulolytic activity and root biomass production in some metal-contaminated soils *Environ Pollut* 33A 63-74
- Kiewiet, A T & W -C Ma (1991) Effect of pH and calcium on lead and cadmium uptake by earthworms in water *Ecotoxicol Environ Safety* 21 32-37
- Klamberg, H, G Matthess & A Pekdeger (1989) Organo-metal complexes as mobility-determining factors of inorganic toxic elements in porous media *Ecol Studies* 74 3-17
- Klinka K, Green R N, Trowbridge R L & Lowe L E (1981) Taxonomic classification of humus forms in ecosystems of British Columbia first approximation Min of Forest Prov of British Columbia Land Management report nr 8
- Kobel-Lamparski, A, F Lamparski & B Peter (1985) Versuche mit Klarschlamm in einen Laubwald-okosystem auf Feinleim (I) C Die Wirkung von Klarschlamm auf Bodenfauna und Struktur des Oberbodens eines Buchenwaldes Mitteilungen des Vereins für Forstliche Standortskunde und Forstpflanzenzüchtung, GFR 31 13-30
- König, N, P Baccini & B Ulrich (1986) Der Einfluß der natürlichen organischen Substanzen auf die Metallverteilung zwischen Boden und Bodenlösung in einem sauren Waldboden *Z Pflanzenernaehr Bodenk* 149 68-82

- Krosshavn, M , E Steennes & P Varskog (1993) Binding of Cd, Cu, Pb and Zn in soil organic matter with different vegetational background Water Air Soil Pollut 71 185-193
- Kuiters, A T (1987) Phenolic acids and plant growth in forest ecosystems Academisch proefschrift, Vrije Universiteit, Utrecht
- LABO, Bund-Lander-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (1994) Hintergrund- und Referenzwerte für Boden Bericht der ad-hoc AG "Referenz- bzw Hintergrundwerte für Boden" des LABO-Arbeitskreises IV "Bodenbelastung" Berlin, 19 07 1994/MIC
- Lamé, S P J & R Bosman (1993a) Protocol voor het Oriënterend onderzoek naar de aard en concentratie van verontreinigende stoffen en de plaats van voorkomen van bodemverontreiniging SDU, Den Haag
- Lamé, S P J & R Bosman (1993b) Protocol voor het Nader onderzoek deel 1 naar de aard en concentratie van verontreinigende stoffen en de omvang van bodem-verontreiniging SDU, Den Haag
- Lamersdorf, N (1988) Verteilung und Akkumulation von Spurenstoffen in Waldokosystemen Ber Forschungszentr Waldokosysteme/Waldsterben, Reihe A 36 1-205
- Lamersdorf, N P , D L Godbold & D Knoche (1991) Risk assessment of some heavy metals for the growth of Norway spruce -In D C Adriano (ed) Metals in soils, waters, plants and animals Proceedings of an International Conference, Orlando, Florida, 30 April-3 May 1990 Ook in Water Air Soil Pollut 57-58 535-543
- Lexmond, Th M , W H van Riemsdijk & F A M de Haan (1982) Onderzoek naar fosfaat en koper in het bijzonder in gebieden met intensieve veehouderij Reeks Bodembescherming 9
- Lipps, R C , R L Fox & F E Kohler (1957) Characterizing rot activity of alfalfa by radioactive tracer techniques Soil Sci 84 195-204
- Lyr, H & G Hoffmann (1967) Growth rates and growth periodicity of tree roots Int Rev For Res 2 181-206
- Ma, W (1982) The influence of soil properties and worm-related factors on the concentration of heavy metals in earthworms Pedobiologia 24 109-119
- Ma, W (1983) Regenwormen als bio-indicators van bodemverontreiniging Reeks bodembescherming 15 Staatsuitgeverij Den Haag
- Ma, W (1984) Sublethal toxic effects of Cu on growth, reproduction and litter breakdown activity in the earthworm *L. rubellus* Environ Poll 33A 207-219
- Ma, W -C (1988) Toxicity of copper to lumbricid earthworms in sandy agricultural soils amended with Cu-enriched organic waste materials Ecol Bull 39 53-56
- Ma, W , Th Edelman, I van Beersum & Th Jans (1983) Uptake of cadmium, zinc, lead, and copper by earthworms near a zinc-smelting complex influence of soil pH and organic matter Bull Environ Contam Toxicol 30 424-427
- Ma, W -C , H van Wezel & D van den Ham (1992) Achtergrondgehalten van vijftien metaalelementen in de bodem, de vegetatie en de bodemfauna van twaalf natuurgebieden in Nederland RIN-rapport 92/11 IBN-DLO, Arnhem

- Malecki, M R, E F Neuhauser & R C Loehr (1982) The effect of metals on the growth and reproduction of *Eisenia foetida* (Oligochaeta, Lumbricidae) *Pedobiologia* 24 129-137
- Marigomez, J A, E Angulo & V Saez (1986) Feeding and growth responses to copper, zinc, mercury and lead in the terrestrial gastropod *Arion ater* (Linne) *J Moll Stud* 52 68-78
- Marquenie-van der Werff, M, W H O Ernst & J H Faber (1981) Complexing agents in soil organic matter as factors in heavy metal toxicity in plants -In *Heavy Metals in the Environment Int Conf Amsterdam, CEP Consultants, Edinburgh* pp 222-225
- Martin, M H & P J Coughtrey (1982) Biological monitoring of heavy metal pollution land and air *Pollution Monitoring Series Applied Science Publishers, London*
- Martin, N A (1986) Toxicity of pesticides to *Allolobophora caliginosa* (Oligochaeta Lumbricidae) *N Zealand J Agric Res* 29 699-706
- Matthess, G & G Pekdeger (1980) Chemisch-biochemische Umsetzungen bei der Grundwasser-neubildung *Gas Wasserfach* 121 214-219
- Meent, D van de, T Aldenberg, J H Canton, C A M van Gestel & W Sloof (1990) Streven naar waarden RIVM rapport, nr 670101 001, Bilthoven
- McKay, H M & D C Malcolm (1988) A comparison of the fine root component of a pure and a mixed coniferous stand *Can J For Res* 18 1416-1426
- Meyer, F H (1967) Feinwurzelverteilung bei Waldbaumen in abhangichkeit vom Substrat *Forstarchiv* 38 286-290
- Meyer, F H & D Gottsche (1971) Distribution of root tips and tender roots of beech -In H Ellenberg *Integrated experimental ecology Methods and results of ecosystem research in the German Solling Project Springer, Berlin* pp 48-52
- Mikkelsen, J P (1974) Effects of lead on the microbiological activity in soil *Beretning fra Statens Forsgsvirksomtred i plantekultur*, 509-516 (ref uit Doelman & Haanstra 1983)
- MILBOWA (1991) Notitie Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water, 1991 Tweede Kamer, vergaderjaar 1990-1991, 21990, nr 1
- Minderman, G (1981) Bodemkundige en bosecologische gegevens van het eikenhak-houtbosje Hackfort in de gemeente Vorden Rapport (4 delen) RIN, Arnhem
- Morgan, J E & A J Morgan (1988) Calcium-lead interactions involving earthworms Part 1 The effect of exogenous calcium on lead accumulation by earthworms under field and laboratory conditions *Environ Pollut* 54 41-53
- Mourik, J van (1991) Accumulatie van zware metalen in de strooisellaag onder dennenbos in de Weerter en Budeler Bergen *KN A G Geogr Tijdschr* 25 363-370
- MPV (1987) Milieuprogramma Voortgangsrapportage 1988-1991 Tweede Kamer, vergaderjaar 1987-1988, 20202, nrs 1-2, Staatsuitgeverij, Den Haag

- Muller, P E (1879) Studier over Skovjord, som Bidrag til Skordyrkningens Theori 1 Om Bøgemuld og Bøgemor paa Sand og Ler Tidsskrift for Skovbrug (Copenhagen) 3 1-124
- Muller, P E (1884) Studier over Skovjord, som Bidrag til Skordyrkningens Theori 2 Om Muld og Mor i Egeskove og paa Heder Tidsskrift for Skovbrug (Copenhagen) 7 1-232
- Nagel-de Boois, H M & E Jansen (1971) The growth of fungal mycelium in forest soil layers Rev Écol Biol Sol 8 509-520
- Nederlof, M M, W H van Riemsdijk & F A M de Haan (1993) Effect of pH on the bioavailability of metals in soils -In Eijsackers, H J P & T Hamers (eds) Integrated soil and sediment research a basis for proper protection Kluwer Academic Publishers, pp 215-219
- Neite, H (1989) Zum Einfluß von pH und organischem Kohlenstoffgehalt auf die Löslichkeit von Eisen, Blei, Mangan und Zink in Waldboden Z Pflanzenernähr Bodenk 152 441-445
- Neite, H, M Kazda & D Paulißen (1992) Schwermetallgehalte in Waldboden Nordrhein-Westfalens - Klassifizierung und kartographische Auswertung Z Pflanzenernähr Bodenk 155 217-222
- Neuhauser, E F, R C Loehr, D L Milligan & M R Malecki (1985) Toxicity of metals to the earthworm *Eisenia foetida* Biol Fertil Soils 1 149-152
- Neuhauser, E F, M R Malecki & R C Loehr (1984) Growth and reproduction of the earthworm *E. foetida* after exposure to sublethal concentrations of metals Pedobiologia 27 89-9
- NNI (1991a) Nederlandse Voornorm, NVN 5740 Bodem Onderzoeks-strategie bij verkennend onderzoek Nederlands Normalisatie-instituut, Delft
- NNI (1991b) Nederlandse Norm, NEN 5742 Bodem Monsterneming van grond en sediment ten behoeve van de bepaling van metalen, anorganische verbindingen, matig-vluchtige organische verbindingen en fysisch-chemische bodem-kenmerken Nederlands Normalisatie-instituut, Delft
- NNI (1993) Nederlandse Norm, Ontwerp NEN 5743 Bodem Monsterneming van grond en sediment ten behoeve van de bepaling van vluchtige verbindingen Nederlands Normalisatie-instituut, Delft
- Nordgren, A, E Bååth & B Soderstrom (1983) Microfungi and microbial activity along a heavy metal gradient Appl Environ Microbiol 45 1829-1837
- Nye, P H & P B Tinker (1977) Solute movement in the soil-root system Blackwell, Oxford, London, 342p
- OECD (1984) Guideline for testing of chemicals no 207 Earthworm, acute toxicity test Adopted April 4, 1984
- Olsthoorn, A F M (1991) Fine root density and root biomass of two Douglas-fir stands on sandy soils in the Netherlands 1 Root biomass in early summer Neth J Agric Sci 39 49-60

- Olsthoorn, A F M & A Tiktak (1991) Fine root density and root biomass of two Douglas-fir stands on sandy soils in the Netherlands 2 Periodicity of fine root growth and estimation of below ground carbon allocation Neth J Agric Sci 39 61-77
- Otte, M L (1991) Heavy metals and arsenic in vegetation of salt marshes and floodplains Proefschrift, Vrije Universiteit, Amsterdam
- Ovington, J D (1954) Studies of the development of woodland conditions under different trees II The forest floor J Ecol 42 71-80
- Pedroli, G B M, W A C Maasdam & J M Verstraeten (1989) Zinc in poor sandy soils and associated ground water, a case study NGS 101 75-93
- Perel, T S (1977) Differences in lumbricid organization connected with ecological properties In U Lohm & T Persson (eds) Soil Organisms as components of Ecosystems Ecol Bull (Stockholm) 25 56-63
- Persson, H A (1983) The distribution and productivity of fine roots in boreal forests In D Atkinson *et al* (ed) Tree root systems and their mycorrhizas Nijhoff/Junk, Den Haag pp 87-101 Ook in Plant Soil 71 87-101
- Persson T, Lohm U (1977) Energetical significance of the soil-and litter-inhabiting annelids and arthropods in a Swedish grassland ecosystem Ecol Bull (Stockholm) 23 1-211
- Petersen H, Luxton M (1982) a comparative analysis of soil fauna populations and their role in decomposition processes -In Petersen H (ed) Quantitative ecology of microfungi and animals in soil and litter Oikos 39 287-388
- Plichta, W & I Kuczynska (1992) Metal contents in different disintegration fractions of mor humus Z Pflanzenernahr Bodenk 155 19-23
- Ponge, J F (1991) Food resources and diets of soil animals in a small area of Scots pine litter Geoderma 49 33-62
- Pouyat, R V & M J McDonnell (1991) Heavy metal accumulations in forest soils along an urban-rural gradient in southeastern New York, USA Water Air Soil Pollut 57-58 797-807
- Quraishi, M S I & A H Cornfield (1971) Effects of addition of varying levels of copper, as oxides or phosphate on nitrogen mineralization and nitrification during incubation of a slightly calcareous soil receiving dried blood Plant Soil 35 51-55
- Rastin, N (1991) Influence of waterlogging on root distribution, fine root biomass and mycorrhizal number of Norway spruce -In B L McMichael & H Persson (eds) Plant roots and their environment Developments in Agricultural and Managed-Forest Ecology, Nr 24, Elsevier Sci Publ pp 319-332
- Read, H J, C P Wheeler & M H Martin (1987) Aspects of the ecology of Carabidae (Coleoptera) from woodlands polluted by heavy metals Environ Pollut 48 61-76
- Rendig, V V & H M Taylor (1989) Principles of soil-plant interactions McGraw-Hill, New York, 275p

Roder, U & S-W Breckle (1989) Der Einfluss von Blei und Cadmium auf das Wachstum und den Kationengehalt von Buchen-keimlingen auf Waldboden Verhandlungen fur Oecologie (Gottingen, 1987), Band XVII 557-562

Rogers, R D & P A Pryfogle (1986) Hydrogen oxidation soil bioassay using the single laboratory method Bull Environ Contam Toxicol 36 384-391

Rombke, J (1989) *Enchytraeus albidus* (Enchytraeidae, Oligochaeta) as a test organism in terrestrial laboratory systems Arch Toxicol 13 402-405

Romkens, P, J Knoop & W Salomons (1993) Trace metals in the environment Modelling of long-term processes affecting mobility and bio-availability Report on a workshop RIVM report no 711311001, Haren/Bilthoven

Ruppert, H (1991) Zur Problematik der Abschätzung anthropogener Stoffgehalte in Boden am Beispiel von Schwermetallen GLA Fachber 6 36-61

Russell, L K, J I DeHaven & R P Botts (1981) Toxic effects of cadmium on the garden snail (*Helix aspersa*) Bull Environ Contam Toxicol 26 634-640

Sauerbeck, D R (1991) Plant, element and soil properties governing uptake and availability of heavy metals derived from sewage sludge Water Air Soil Pollut 57-58 227-237 Ook in D C Adriano (ed) Metals in soils, waters plants, and animals Proceedings of an International Conference, Orlando, Florida, April 30-May 3, 1990

Scheffer, F & P Schachtschabel (1982) Lehrbuch der Bodenkunde 8e ed Enke, Stuttgart, 442 pp

Schmidt, G H, N M M Ibrahim & M D Abdallah (1991) Toxicological studies on the long-term effects of heavy metals (Hg, Cd, Pb) in soil on the development of *Aiolopus thalassinus* (Fabr) (Saltatoria Acrididae) Sci Total Environ 107 109-133

Schnitzer, M (1978) Humic substances chemistry and reactions -In Schnitzer, M & S U Khan (eds) Soil organic matter Developments in Soil Science, nr 8, Elsevier, Amsterdam pp 1-64

Schubauer-Berigan, M K, J R dierkes, P D Monson & G T Ankley (1993) pH-Dependent toxicity of Cd, Cu, Ni, Pb and Zn to *Ceriodaphnia dubia*, *Pimephales promelas*, *Hyalella azteca* and *Lumbriculus variegatus* Environ Toxicol Chem 12 1261-1266

Schultz, R (1987) Vergleichende Betrachtung des Schwermetall-haushalts verschiedener Waldokosysteme Norddeutschlands Ber Forschungszentr Waldokosysteme/ Waldsterben, Reihe A 32 1-217

Senesi, N, G Sposito & G R Bradford (1989) Iron, copper, and manganese complexation by forest leaf litter Forest Sci 35 1040-1057

Shone, M G T & A V Flood (1983) Effects of periods of localised water stress on subsequent nutrient uptake by barley roots and their adaptation by osmotic adjustment New Phytol 94 561-572

Stevenson F J (1982) Humus Chemistry, Genesis, Composition, Reactions Wiley, New York

- Straalen, N M van (1993) Soil and sediment quality criteria derived from invertebrate toxicity data -In Dallinger, R & Ph S Rainbow (eds) Ecotoxicology of Metals in Invertebrates Lewis Publishers, Boca Raton pp 427-441
- Straalen, N M van & C A J Denneman (1989) Ecotoxicological evaluation of soil quality criteria Ecotoxicol Environ Saf 18 241-251
- Straalen, N M van, J H M Schobben & R G M de Goede (1989) Population consequences of cadmium toxicity in soil microarthropods Ecotox Environ Saf 17 190-204
- Strojan, C L (1978) Forest leaf litter decomposition in the vicinity of a zinc smelter Oecologia (Berl) 32 203-212
- Strong, W L & Rei, G H la (1985) Root density - soil relationships in selected boreal forests of central Alberta, Canada For Ecol Management 12 233-251
- Tabatabai, M A (1977) Effects of trace elements on urease activity in soils Soil Biol Biochem 9 9-13
- TCB (1989) Een ecotoxicologische risico-evaluatie van de referentie-, LAC- en EEG-waarden voor de gehalten van zware metalen in de bodem Technische commissie bodembescherming, rapport nr A89/04-R, Leidschendam
- TCB, 1992) Advies Herziening Leidraad bodembescherming I C-toetsingswaarden en urgentiebeoordeling Technische commissie bodembescherming, TCB/A01(1992), Leidschendam
- TCB (1994) Advies project Integrale Normstelling Stoffen deel B Technische commissie bodembescherming, TCB/ A09(1994), Leidschendam
- Tomlin, A D, R Protz, R R Martin, D C McCabe & R J Lagace (1993) Relationships amongst organic matter content, heavy metal concentrations, earthworm activity, and soil microfabric on a sewage sludge disposal site Geoderma 57 89-103
- Tranvik, L & H Eijsackers (1989) On the advantage of *Folsomia fimetarioides* over *Isotomiella minor* (Collembola) in a metal polluted soil Oecologia (Berlin) 80 195-200
- Tranvik, L (1989) Heavy-metal ecology of terrestrial plants, micro-organisms and invertebrates Water Air Soil Pollut 47 189-215
- Troughton, A (1981) Root-shoot relationships in mature grass plants Plant Soil 63 101-105
- Trowbridge R (ed) (1980) First progress report of the working group on organic horizons, folisols, and humus form classification Land Resource Research Institute, Canada
- Turian, G (ca 1993) Natural background values of potentially ecotoxic inorganic compounds in soils of Baden-Wurtemberg (Germany) - results and methodology of elaboration Regierungsprasidium Stuttgart Archief TCB
- Tyler, G (1972) Heavy metals pollute nature, may reduce productivity Ambio 1 52-59

- Tyler G , D Berggren, B Bergkvist, U Falkengren-Grerup, L Folkeson & Å Ruhling (1987) Soil acidification and metal solubility in forests of Southern Sweden -In Hutchinson, T C & K M Meema (eds) Effects of atmospheric pollutants on Forests, Wetlands, and agricultural ecosystems NATO ASI Series, Vol G16, Springer Verlag, Berlin-Heidelberg pp 347-359
- Tyler, G , A -M Balsberg Pålsson, G Bengtsson, E Bååth & L Tranvik (1989) Heavy-metal ecology of terrestrial plants Microorganisms and invertebrates Water Air Soil Pollut 47 189-215
- Ugolini, F C & R Dahlgren (1987) The mechanism of podzolization as revealed by soil solution studies -In Righi, D & A Chauvel (eds) Podzols et podzolisation INRA-AFES Publ , Plaisir and Paris, France pp 195-203
- Ugolini, F C & R L Edmonds (1983) Soil Biology -In L P Wilding, N E Smeck & G F Hall (eds) Pedogenesis and soil taxonomy I Concepts and interactions Elsevier, Amsterdam/Oxford/New York pp 193-231
- Verhoef, H A & L Brussaard (1990) Decomposition and nitrogen mineralization in natural and agroecosystems the contribution of soil animals Biogeochemistry 11 175-211
- Vogt, K A , R L Edmonds, & C C Grier (1981) Seasonal changes in biomass and vertical distribution of mycorrhizal and fibrous-textured conifer fine roots in 23- and 180-year-old subalpine *Abies amabilis* stands Can J For Res 11 223-229
- Vogt, K A , E E Moore, D J Vogt, M J Redlin & R L Edmonds (1983) Conifer fine root and mycorrhizal root biomass within the forest floors of Douglas-fir stands of different ages and site productivity's Can J For Res 13 429-437
- Vogt, K A , D A Publicover & D J Vogt (1991b) A critique of role of ectomycorrhizas in forest ecology Agric Ecosyst Environ 35 171-190
- Vogt, K A , D J Vogt & J Bloomfield (1991a) Input of organic matter to the soil by tree roots -In B L McMichael & H Persson (eds) Plant roots and their environment Developments in Agricultural and Managed-Forest Ecology, Nr 24, Elsevier Sci Publ pp 171-190
- Vogt, K A , D J Vogt, E E Moore, M B Fatuga, M R Redlin & R L Edmonds (1987) Conifer and angiosperm fine-root biomass in relation to stand age and site productivity in Douglas-fir forests J Ecol 75 857-870
- VROM (1990) Leidraad bodembescherming, 1990 Staatsuitgeverij, Den Haag
- VTGB (1986) Advies Bodemkwaliteit Voorlopige technische commissie bodembescherming, VTGB A86/02 I-II, Leidschendam
- Wallwork, J A (1970) Ecology of soil animals McGraw-Hill, London
- Warmenhoven, J P , J A Duizer, L Th de Leu & C Veldt (1989) De bijdrage van atmosferische depositie aan de verontreiniging van de Nederlandse bodem en het Nederlandse oppervlaktewater inclusief de territoriale wateren TNO rapport R 89/385
- Welp, G & G Brummer (1985) Der Fe(III)-Reduktionstest - ein einfaches Verfahren zur Abschätzung der Wirkung von Umweltchemikalien auf die mikrobielle Aktivität in Boden Z Pflanzenernaehr Bodenk 148 10-23

- Wensem, J van, G A J M Jagers op Akkerhuis & N M van Straalen (1991) Effects of the fungicide triphenyltin hydroxide on soil fauna mediated litter decomposition *Pestic Sci* 32 307-316
- Wensem, J van, J J Vegter & N M van Straalen (1994) Soil quality criteria derived from critical body concentrations of metals in soil invertebrates *Appl Soil Ecol* 1 185-191
- Went, J C & F de Jong (1968) Studies on the bacterial flora of two oak forest soils in The Netherlands Intern rapport, RIN, Arnhem (referentie uit Eijsackers *et al*, 1988)
- Wilde, S A (1958) Forest soils Ronald Press, New York
- Wilde, S A (1971) Forest humus its classification on a genetic basis *Soil Sci* 3 1-12
- Wilkins, D A (1991) The influence of sheathing (ecto-) mycorrhizas of trees on the uptake and toxicity of metals *Agric Ecosyst Environ* 35 245-260
- Willigen, P de & M van Noordwijk (1987) Roots, plant production and nutrient use efficiency Ph D Dissertation, Agricultural University Wageningen, The Netherlands, 282 p
- Wilson, D O (1977) Nitrification in three soils amended with zinc sulfate *Soil Biol Biochem* 9 277-280
- Wood, T G (1967) Acari and Collembola of moorland soils from Yorkshire, England II Vertical distribution in four grassland soils *Oikos* 18 137-140
- Yeates G W (1970) The diversity of soil nematode faunas *Pedobiologia* 10 104-107
- Zeischwitz, E von (1986) Anderungen der Schwermetallgehalte nordwest-deutscher Waldboden unter Immissionseinfluß *Geologisches Jahrbuch* 21(F) 3-61
- Zottl, H W (1964) Dungung und Feinwurzelverteilung in Fichtenbeständen *Mitt Staatsforstverwaltung Bayern* 34 333-342
- Zottl, H W (1985) Role of heavy metals in forest ecosystems *Proc Int Conf Heavy metals in the environment*, Athene 1985 pp

Appendix 1

Zoekprofiel geautomatiseerde literatuur search

Bestanden

Biosis (BA) (1991-1994/3), CAB (1987-1994/4), Enviroline (1980-1993), Toxline (1980-1993), TREECD (1939-1991) en Tropag & Rural (1975-1994/6)

Onderstaand profiel geeft resultaten van een search in Enviroline en Toxline

C=	1	1515288	SELECT EL71, TL65
S=	2 00	40118	FIND SOIL#
	3 00	360	FIND SOIL ORGANIC MATTER
	4 00	3274	FIND ORGANIC MATTER
	5 00	426	FT=HUMUS
	6 00	3611	FT=LITTER
	7 00	207	FIND ORGANIC SOIL#
	8 00	64	FIND PEAT SOIL#
	9 00	2197	FIND 2 AND (4 OR 5 OR 6)
	10 00	2421	FIND 3 OR 7 OR 8 OR 9
	11 00	11	FIND SOIL # # # # STRATIFI?
	12 00	2431	FIND 10 OR 11
	13 00	74634	FIND HEAVY METAL# OR ZINC OR CADMIUM OR COPPER OR LEAD OR SOIL POLLUT?
	14 00	5535	FIND FAUNA OR INVERTEBRATE# OR ARTHROPOD# OR ISOPOD# OR EARTHWORM#
	15 00	9955	FIND MICRO#ORGANISM#
	16 00	16854	FIND MICROBIAL OR MICROBIC
	17 00	4030	FIND 2 AND (14 OR 15 OR 16)
	18 00	54644	FIND COMPLEXATION OR SOLUB? OR A%SORPTION OR BIOAVAILAB? OR MOBILI%ATION
	19 00	55387	FIND 18 OR SPECIATION
	20 00	46	FT=NOEC
	21 00	35	FIND NO OBSERVED EFFECT CONCENTRATION
	22 00	66	FIND 20 OR 21
	23 00	8786	FIND 13 AND (19 OR 22)
	24 00	180	FIND 12 AND 23
	25 00	1	FIND 11 AND 17
	26 00	632	FIND 13 AND 17
	27 00	52668	FIND 13/(TL,CT)
	28 00	6959	FIND 27 AND (19 OR 22)
	29 00	157	FIND 12 AND 28
	30 00	2004	FIND 17/(TL,CT)
	31 00	306	FIND 27 AND 30
	32 00	456	FIND 29 OR 25 OR 31
	33 00	379	FIND 32 AND PY>1979
	34 01	34	DUPLICATE CANDIDATES IN S= 33 00 (OUTPUT ONLY)
	34 02	17	DUPLICATES REMOVED FROM S= 33 00 (OUTPUT ONLY)
	35 00	362	UNIQUE IN S= 33 00

Appendix 2

Overzicht van toxiciteitsgegevens voor terrestrische organismen en bodemprocessen:
NOEC-waarden

Hieronder wordt met betrekking tot enkele zware metalen een overzicht gegeven van NOEC waarden voor vitale levensfuncties als groei en reproductie. De meeste gegevens zijn overgenomen uit Deneman & Van Gestel (1990).

Indien per organisme meerdere literatuurgegevens voorhanden zijn, werd reproductie verkozen boven groei als parameter. Van meerdere gegevens voor dezelfde parameter, waarbij de toetsen werden uitgevoerd in verschillende bodem- of substraattypen, werd een geometrisch gemiddelde berekend. Bij beschikbaarheid van meerdere gegevens voor een parameter getoetst in hetzelfde type substraat, maar variërend in bijvoorbeeld toetsduur of toegediend metaalzout, werd de meest gevoelige geselecteerd.

- * = de betreffende waarde is niet uit de publicatie overgenomen, maar werd daaruit geschat,
- 1 = het gehalte OS is groter dan 30%, bij omrekening naar een standaardbodem wordt uitgegaan van 30%,
- 2 = het gehalte OS is kleiner dan 2%, bij omrekening naar een standaardbodem wordt uitgegaan van 2%,
- 3 = het gehalte lutum is groter dan 50%, bij omrekening naar een standaardbodem wordt uitgegaan van 50%,
- 4 = het gehalte lutum is kleiner dan 5%, bij omrekening naar een standaardbodem wordt uitgegaan van 5%
- gg = geometrisch gemiddelde

Organisme/ proces	%OS	%Lutum	Parameter	EC ₅₀ (mg kg ⁻¹)	Bronvermelding
Cadmium (minerale grond)					
Radijs *	3	*18	spruitgroei	10,7	Khan & Frankland, 1983
Graan	21,6	7,8	groei	13	De Haan <i>et al</i> , 1985
	2,4	26		7,1	
	3,2	37,7		51	
	3,4	42,6		6,4	
	6,8	43,3		50	
	19,4	42,6		7	
				gg 14,8	
<i>Dendrobaena rubida</i>	9,7	*5	coconproductie	101	Bengtsson <i>et al</i> , 1986
<i>Lumbricus rubellus</i>	3,4	17	coconproductie	10	Ma, 1983
<i>Eisenia andrei</i>	8	10	groei	10	Dis <i>et al</i> , 1988
<i>Folsomia candida</i>	10	20	reproductie	149	Crommentuijn <i>et al</i> , '93
<i>Aiolopus thalassinus</i>	*20	*4 < 5	hatching eieren	< 1, 2	Schmidt <i>et al</i> , 1991

wordt vervolgd ...

APPENDIX 2

Organisme/ proces	%OS	%Lutum	Parameter	EC ₅₀ (mg kg ⁻¹)	Bronvermelding
<i>vervolg cadmium - minerale grond</i>					
Microbiele ademhaling	5,7	9	remming	150	Doelman & Haanstra, '84
	2,6	19		151	
	3,2	360		150	
	12,8	5		400	
				gg 192	
Fe(III) reductie	3,8	44	remming (NEL)	40	Welp & Brummer, 1985
Cadmium (organische grond)					
<i>Picea sitchensis</i>	177	* < 5	groei	1,6	Burton <i>et al</i> , 1984
<i>Eisenia foetida</i>	*150	*5	coconproductie	25	Malecki <i>et al</i> , 1982
<i>Porcellio scaber</i>	*195	*0	reproductie	10	Van Capelleveen, 1987
<i>Orchesella cincta</i>	*195	*0	reproductie	56	Van Straalen <i>et al</i> , 1989
<i>Platynothrus peltifer</i>	*195	*0	reproductie	2,9	idem
<i>Helix aspersa</i>	*186	*0	reprod act	10	Russell <i>et al</i> , 1981
Bodemademhaling	*1 > 30	*5	remming	0,6	Chaney <i>et al</i> , 1983
Koper (minerale grond)					
Graan	21,6	7,8	groei	206	De Haan <i>et al</i> , 1985
	2,4	26		207	
	3,2	37,7		258	
	3,4	42,6		204	
	6,8	43,3		219	
				gg 218	
<i>Dendrobaena rubida</i>	9,7	*5	coconprod	122	Bengtsson <i>et al</i> , 1986
<i>Eisenia andrei</i>	8	10	coconprod	66	Van Gestel <i>et al</i> , 1989a
<i>Lumbricus rubellus</i>	3,4	17	coconprod	13	Ma, 1984
<i>Allolobophora caliginosa</i>	2	5	coconprod	50	Martin, 1986
Microbiele ademhaling	21,6	42	remming	154	Doelman & Haanstra, '84
	5,7	9		6,5	
	2,6	19		422	
	12,8	5		405,5	
				gg 104	

wordt vervolgd _

Organisme/ proces	%OS	%Lutum	Parameter	EC ₅₀ (mg kg ⁻¹)	Bronvermelding
Koper (organische grond)					
<i>Picea sitchensis</i>	177	* < 5	wortelgroei	16,5	Burton <i>et al</i> , 1984
<i>Eisenia foetida</i>	*150	*5	coconprod (8wk)	500	Malecki <i>et al</i> , 1982
	*138	*5	coconprod (6wk)	1000	Neuhauser <i>et al</i> , 1984
<i>Onychiurus armatus</i>	*195	*40	groei	2608	Bengtsson <i>et al</i> , 1985
<i>Platynothrus peltifer</i>	*195	*40	groei	168	Denneman & v Straalen, '91
<i>Arion ater</i>	*186	*40	consumptie	25	Marigomez <i>et al</i> , 1986
Lood (minerale grond)					
Haver	*18	*25	groei	150	Khan & Frankland, 1984
Tarwe	*18	*25	groei	< 137	idem
Radijs	*3	*18	wortelgroei	150	idem
<i>Dendrobaena rubida</i>	9,7	*5	reproductie	130	Bengtsson <i>et al</i> , 1986
<i>Lumbricus rubellus</i>	3,4	17	coconproductie	200	Ma, 1983
<i>Aiolopus thalassinus</i>	*20	*4 < 5	hatching eieren	18,6	Schmidt <i>et al</i> , 1991
Microbiele ademhaling	21,6	42	remming	182	Doelman & Haanstra, '84
	5,7	9		163	
	2,6	19		1042	
	3,2	360		3130	
	12,8	5		176	
	2	*3 > 50	remming	5000	Mikkelsen, 1974
	21,2	*4 < 5		1000	
			gg	703	
Afbraak glucose	*2 < 2	9	remming	1000	Debosz <i>et al</i> , 1985
Afbraak substraten	2,8	12	remming	< 750	Doelman & Haanstra, '79
Afbraak cellulose	*3	*18	remming	137	Khan & Frankland, 1984
Nitrificatie	2,2	*4 < 5	remming	1000	Bhuiya & Cornfield, 1974
Ammonificatie	2,2	*4 < 5	remming	1000	idem
Urease activiteit	6,4	30	remming	104	Tabatabai, 1977
	9,3	34		104	

wordt vervolgd _

APPENDIX 2

Organisme/ proces	%OS	%Lutum	Parameter	EC ₅₀ (mg kg ⁻¹)	Bronvermelding
vervolg lood - minerale grond					
Dehydrogenase act	2,8 3,2	12 96	remming	375 > 7500	Doelman & Haanstra, '79a
Lood (organische grond)					
<i>Picea sitchensis</i>	¹ 77	^{*4} < 5	groei	70	Burton <i>et al</i> , 1984
<i>Eisenia foetida</i>	^{*1} 50	5*	coconprod	1000	Malecki <i>et al</i> , 1982
	^{*1} 38	5*	coconprod	5000	Neuhauser <i>et al</i> , 1984
<i>Porcellio scaber</i>	^{*1} 95	^{*1} 0	consumptie	42	Van Capelleveen, 1985
<i>Onychiurus armatus</i>	^{*1} 95	^{*1} 0	reproductie	1096	Bengtsson <i>et al</i> , 1985
<i>Platynothrus peltifer</i>	^{*1} 95	^{*1} 0	reproductie	430	Denneman & v Straalen, '90
<i>Arion ater</i>	^{*1} 86	^{*1} 0	consumptie	1000	Marigomez <i>et al</i> , 1986
Dehydrogenase act	¹ 45,7	3	remming	> 7500	Doelman & Haanstra, '79a
Zink (minerale grond)					
Bodemademhaling	² 1,6	42	remming	164	Doelman & Haanstra, '83
	5,7	9		167	
	2,6	19	remming (13%)	3100	
	3,2	³ 60	remming (10%)	626	
			gg 621		
Nitrificatie	2,4	28,1	remming	236	Wilson, 1977
	² 1,6	7,6		124	
	² 1,1	⁴ 2,4		17	
			gg	121	
Zink (organische grond)					
<i>Eisenia foetida</i>	^{*1} 50	^{*5}	coconprod	1000	Malecki <i>et al</i> , 1982
	^{*1} 38	^{*4} 5	coconprod	1000	Neuhauser <i>et al</i> , 1984a
<i>Arion ater</i>	^{*1} 86	^{*4} 0	consumptie	10	Marigomez <i>et al</i> , 1986
<i>Porcellio scaber</i>	^{*1} 95	^{*4} 0	groei	398	Van Capelleveen, 1987
Bodemademhaling	^{*1} 40	^{*5}	remming	47	Chaney <i>et al</i> , 1978

Appendix 3

Overzicht van toxiciteitsgegevens voor terrestrische organismen en bodemprocessen:
EC₅₀ waarden

Hieronder wordt met betrekking tot enkele zware metalen een overzicht gegeven van EC₅₀ waarden voor vitale levensfuncties als groei en reproductie. De meeste gegevens zijn overgenomen uit Denne-
man & Van Gestel (1990).

Indien per organisme meerdere literatuurgegevens voorhanden zijn, werd reproductie verkozen boven groei als parameter. Van meerdere gegevens voor dezelfde parameter, waarbij de toetsen werden uitgevoerd in verschillende bodem- of substraattypen, werd een geometrisch gemiddelde berekend. Bij beschikbaarheid van meerdere gegevens voor een parameter getoetst in hetzelfde type substraat, maar variërend in bijvoorbeeld toetsduur of toegediend metaalzout, werd de meest gevoelige geselecteerd.

- * = de betreffende waarde is niet uit de publicatie overgenomen, maar werd daaruit geschat,
- 1 = het gehalte OS is groter dan 30%, bij omrekening naar een standaardbodem wordt uitgegaan van 30%,
- 2 = het gehalte OS is kleiner dan 2%, bij omrekening naar een standaardbodem wordt uitgegaan van 2%,
- 3 = het gehalte lutum is groter dan 50%, bij omrekening naar een standaardbodem wordt uitgegaan van 50%,
- 4 = het gehalte lutum is kleiner dan 5%, bij omrekening naar een standaardbodem wordt uitgegaan van 5%.

Organisme/ proces	%OS	%Lutum	Parameter	EC ₅₀ (mg kg ⁻¹)	Bronvermelding
Cadmium (minerale grond)					
Radijs	*3	*18	wortelgroei zaai	27,7	Khan & Frankland, 1983
Tarwe	*3	*18	groei	44,7	
H ₂ -oxiderend vermogen	*3	*18	remming	133	Rogers & Pryfogle, 1986
Afbraak glutamaat	21,6	42	remming	150	Doelman & Haanstra, '83
	2,6	19		1000	
Afbraak cellulose	*3	*18	remming	149	Khan & Frankland, 1984
Urease activiteit	21,6	42	remming	120	Doelman & Haanstra, '83
	5,7	9		17	
	2,6	19		521	
	3,2	³ 60		370	
	4,4	23		562	Tabatabai, 1977
Arylsulfatase act	21,6	42	remming	120	Doelman & Haanstra, '83
	5,7	9		1830	
	2,6	19		141	
	3,2	³ 60		1020	
Fosfatase act	21,6	42	remming	310	Doelman & Haanstra, '83
	2,6	9		220	
	3,2	³ 60		5390	

Cadmium (organische grond)

<i>Mesorhabditis monhystra</i>	*70	*0	pop groei	0,23	Doelman <i>et al</i> , 1984
--------------------------------	-----	----	-----------	------	-----------------------------

Organisme/ proces	%OS	%Lutum	Parameter	EC ₅₀ (mg kg ⁻¹)	Bronvermelding
Lood (minerale grond)					
<i>Avena Sativa</i> (haver)	*3	*18	groei	> 1050	Khan & Frankland, 1984
<i>Raphanus sativa</i>	*3*	*18	wortelgroei	1850	Khan & Frankland, 1983
Bodemademhaling	21,6	42	remmung	2032	Doelman & Haanstra, '84
	5,7	9		5013	
	2,8	12		1552	Doelman, 1978
	6,7		26	2305	
	3,2	³ 96		5213	
Urease activiteit	21,6	⁸ 2	remmung	1632	Doelman & Haanstra, '83
	5,7	9		543	
	2,6	19		7992	
	3,2	³ 60		1460	
Fosfatase act	2,6	19	remmung	6542	Doelman & Haanstra, '83
Dehydrogenase act	2,8	12	remmung	2015	Doelman, 1978
	6,7	26		1277	
Lood (organische grond)					
<i>Pitcea sitchensis</i>	177	4 ₋	groei	435	Burton <i>et al</i> , 1984
<i>Mesorhabditis monhystera</i>	*70	4 ₋	pop groei	7,6-34,5	Doelman <i>et al</i> , 1984
Koper (minerale grond)					
<i>Longidorus elongatus</i>			aantallen	160	DeMaeseneer, 1967
<i>Pratylenchus crenatus</i>				409	
Ammonificatie	2	16	remmung	100	Quraishi & Cornfield, '71
Afbraak glutamaat	21,6	42	remmung	204	Doelman & Haanstra, '83
	2,6	19		822	
	3,2	³ 60		1252	
	12,8	5		805,5	
Urease activiteit	21,6	42	remmung	624	Doelman & Haanstra, '83
	2,6	19		2022	
	3,2	³ 60		1132	
Arylsulfatase act	21,6	42	remmung	284	Doelman & Haanstra, '83
	5,7	9		550	
	2,6	19		760	
	3,2	³ 60		4962	
Fosfatase act	21,6	42	remmung	154	Doelman & Haanstra, '83
	5,7	9		1887	
	2,6	19		752	
	3,2	³ 60		2832	
	12,8	5		2316	
Koper (organische grond)					
geen gegevens					

wordt vervolgd _

Organisme/ proces	%OS	%Lutum	Parameter	EC ₅₀ (mg kg ⁻¹)	Bronvermelding
Zink (minerale grond)					
Ademhaling	5,7	9	remmung	1267	Doelman & Haanstra, '83
Glutamaat afbraak	21,6	42	remmung	414	Doelman & Haanstra, '83
	3,2	360		1726	
Urease activiteit	21,6	42	remmung	304	Doelman & Haanstra, '83
	5,7	9		62	
	2,6	19		3350	
	3,2	360		311	
	12,8	5		98	
Arylsulfatase act	21,6	42	remmung	914	Doelman & Haanstra, '83
	5,7	9		2197	
	2,6	19		4490	
	3,2	360		3086	
Fosfatase act	21,6	42	remmung	164	Doelman & Haanstra, '83
	5,7	9		2374	
	2,6	19		1754	
	3,2	360		975	
Zink (organische grond)					
<u>geen gegevens</u>					

APPENDIX 4

**Overzicht van toxiciteitsgegevens voor terrestrische organismen en bodemprocessen:
LC₅₀ waarden**

Hieronder wordt met betrekking tot enkele zware metalen een overzicht gegeven van LC₅₀ waarden voor vitale levensfuncties als groei en reproductie. De meeste gegevens zijn overgenomen uit Denne-
man & Van Gestel (1990).

Indien per organisme meerdere literatuurgegevens voorhanden zijn, werd reproductie verkozen boven groei als parameter. Van meerdere gegevens voor dezelfde parameter, waarbij de toetsen werden uitgevoerd in verschillende bodem- of substraattypen, werd een geometrisch gemiddelde berekend. Bij beschikbaarheid van meerdere gegevens voor een parameter getoetst in hetzelfde type substraat, maar variërend in bijvoorbeeld toetsduur of toegediend metaalzout, werd de meest gevoelige geselecteerd.

- * = de betreffende waarde is niet uit de publicatie overgenomen, maar werd daaruit geschat,
- 1 = het gehalte OS is groter dan 30%, bij omrekening naar een standaardbodem wordt uitgegaan van 30%,
- 2 = het gehalte OS is kleiner dan 2%, bij omrekening naar een standaardbodem wordt uitgegaan van 2%,
- 3 = het gehalte lutum is groter dan 50%, bij omrekening naar een standaardbodem wordt uitgegaan van 50%,
- 4 = het gehalte lutum is kleiner dan 5%, bij omrekening naar een standaardbodem wordt uitgegaan van 5%.

Organisme/ proces	%OS	%Lutum	EC ₅₀ (mg kg ⁻¹)	Bronvermelding
Cadmium				
<i>Lumbricus rubellus</i>	8	17	575	Ma, 1982
<i>Eisenia foetida</i>	*10	*20	1843	Neuhauser <i>et al</i> , 1985
<i>Enchytraeus albidus</i>	*10	*20	3680	Rombke, 1989
Koper				
<i>Eisenia foetida</i>	*10	*20	643	Neuhauser <i>et al</i> , 1985
<i>Lumbricus rubellus</i>	8	17	1000	Ma, 1982
<i>Octolasion cyaneum</i>	5,4	18	^a 223	Jaggy & Streit, 1982
	24,1	18	800	
	¹ 72,4	18	2514	
Lood				
<i>Eisenia foetida</i>	*10	*20	5941	Neuhauser <i>et al</i> , 1985
Zink				
<i>Eisenia foetida</i>	*10	*20	662	Neuhauser <i>et al</i> , 1985

^a) $LC_{50} = 53,15 \times OS \exp(1,053)$