

SKB project SV-034

Kwetsbaarheid en kansrijkdom van natuurdoelen op verontreinigde bodems

Fase 1

Deelrapport H: Risicobeheer

juni 2002



dienst landelijk gebied
voor ontwikkeling en beheer



**Stichting
Kennisontwikkeling
Kennisoverdracht
Bodem**



Inhoudsopgave

1. INLEIDING.....	5
2. BESCHIKBAARHEID VAN STOFFEN IN DE BODEM: EEN DEFINITIE.....	6
3. BRONNEN VAN ZWARE METALEN IN HET LANDELIJK GEBIED	8
4. CHEMISCH GEDRAG VAN ZWARE METALEN IN RELATIE TOT BESCHIKBAARHEID IN BODEM	10
5. EFFECT VAN MAATREGELEN OP BESCHIKBAARHEID VAN METALEN	14
1.1 TOELICHTING OP MAATREGELEN EN HUN WERKING.....	15
6. INVLOED VAN MAATREGELEN: PROCES- EN EFFECTGERELATEERDE MAATREGELEN.....	18
7. INVLOED VAN MAATREGELEN OP NATUURDOELTYPEN	20
7.1 KARAKTERISTIEKEN VAN NATUURDOELTYPEN (<i>BAL ET AL. 1995</i>).....	22
8. CHEMISCH GEDRAG VAN DDT EN DERIVATEN IN RELATIE TOT BESCHIKBAARHEID IN BODEM EN OPPERVLAKTEWATER EN HET EFFECT VAN MAATREGELEN OP HUN BESCHIKBAARHEID	24
GERAADPLEEGDE LITERATUUR.....	25

Voorwoord

Binnen het thema ‘landelijk gebied’ wordt door de SKB financiering verleend aan project het ‘Kwetsbaarheidanalyse’ (projectnummer SV-034). Het project wordt verder bekostigd door een consortium bestaande uit Alterra, AquaSense, Dienst Landelijk Gebied, Provincie Noord-Holland, Stuurgroep Nadere Uitwerking Rivierengebied en WEB Natuurontwikkeling. Het project is gericht op ontwikkeling van een beslissings-ondersteunend kennissysteem ten behoeve van inrichting en beheer van natuur op verontreinigde bodems. Als pilotstudy wordt in eerste instantie (fase 1) de kansrijkdom van een beperkt aantal natuurdoeltypen beoordeeld op locaties die verontreinigd zijn met zware metalen of organische microverontreinigingen. Het ligt in de bedoeling dat vervolgfases in de toekomst zich zullen richten op andere natuurdoelen, andere stoffen, en combinaties met andere vormen van stress.

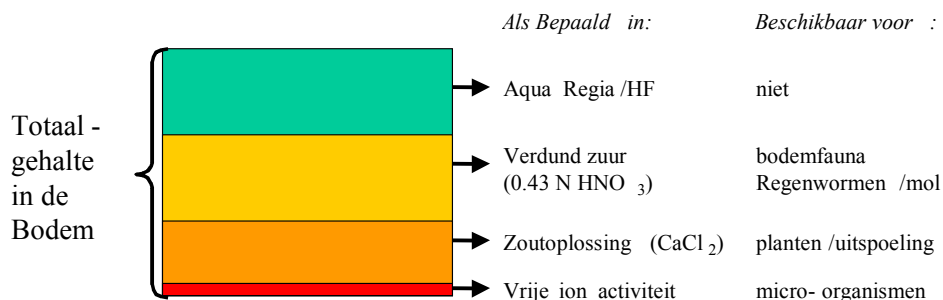
Dit rapport is een tussenresultaat van de eerste projectfase. Het beschrijft de invloed van inrichting en beheersmaatregelen op de beschikbaarheid van zware metalen en DDT en derivaten. Auteurs van dit tussenresultaat zijn: P. Römken, C. Klok en J.H. Faber (Alterra), met medewerking van M.A. van de Leemkule (WEB Natuurontwikkeling).

1. Inleiding

Natuurontwikkeling vindt veelal plaats op voormalige landbouwgronden en in de uiterwaarden van de grote rivieren. In veel van deze potentiële natuurontwikkelingsgebieden overstijgen de gehalten aan zware metalen en andere verontreinigingen de streefwaarden welke zijn opgesteld voor natuur. De aanwezige vervuiling kan beoogde natuurontwikkeling in de weg staan. Om het risico op een negatieve invloed van de aanwezige vervuiling op natuurdoelen te verkleinen kunnen inrichting- en beheermaatregelen worden genomen. Deze maatregelen zijn veelal gericht op het wegnemen van de vervuiling of het verkleinen van de contactkans tussen vervuiling en natuurdoel. Dit rapport richt zich op de beschikbaarheid, de bronnen van vervuilende stoffen en de wijze waarop vervuilende stoffen zich in het bodemsysteem gedragen, waarbij de mobiliteit en de mate van binding aan an- of organische stof in ogenschouw wordt genomen. Bepalend voor de keuze van geschikte maatregelen zijn de specifieke eigenschappen van de vervuilende stof, de lokale bodemomstandigheden als ook de belangrijkste bronnen van de vervuiling. Niet alle maatregelen zijn voor elk natuurdoel toepasbaar. Sommige maatregelen (bijvoorbeeld bekalken) veranderen abiotische condities dusdanig dat het beoogde te beschermen natuurdoel zich niet kan handhaven.

2. Beschikbaarheid van stoffen in de bodem: een definitie.

Bij het beoordelen van risico's die voortkomen uit de aanwezigheid van stoffen als metalen en DDT wordt in veel gevallen uitgegaan van de *totaal*gehalten. Dat is een gevolg van het feit dat de huidige normen hierop gebaseerd zijn. Onderzoek heeft echter aangetoond dat zowel voor metalen als voor organische contaminanten geldt dat slechts een deel van het totaalgehalte in de bodem beschikbaar is. Beschikbaarheid wordt in deze gezien als de hoeveelheid van een stof die op een bepaald moment *i* door organismen in de bodem opgenomen kan worden (zowel micro- als mesofauna en van daaruit in de voedselketen terechtkomt), *ii*) door planten opgenomen kan worden, of *iii*) in het bodemvocht aanwezig is en via die route uit kan spoelen naar grond- en of oppervlaktewater. De op deze manier benoemde beschikbare fractie wordt in het algemeen de actuele beschikbare fractie genoemd. Voor actuele risico schattingen is deze relevant. Echter de hoeveelheid die volgens bovenstaande definitie beschikbaar is, is weer minder dan de *potentieel* beschikbare fractie. Deze kan gezien worden als de totale hoeveelheid die op enig moment beschikbaar *kan worden*, hetzij door veranderingen in de condities in de bodem hetzij door bijvoorbeeld het uitspoelen van de hoeveelheid in het bodemvocht. Wanneer bijvoorbeeld een metaal als cadmium uitspoelt, zal daarbij door evenwichtsprocessen een deel van het cadmium dat tot dan toe aan de vaste fase geadsorbeerd zat, in het bodemvocht terechtkomen. Deze potentieel beschikbare fractie is dus van belang in geval van voorspellingen voor de lange termijn (uitspoelingsrisico's naar grondwater bijvoorbeeld). Het verschil tussen de potentieel beschikbare fractie en het totaalgehalte wordt in principe als 'inert' beschouwd omdat deze niet bijdraagt aan enig risico. In figuur 1 is het verband weergegeven tussen de actueel, potentieel en inerte fractie en de betekenis die de verschillende 'pools' hebben bij risico beoordeling.



Figuur 1. Schematische weergave van 'beschikbaarheid' van stoffen in de bodem. Deze schematische weergave is gebaseerd op metingen van een groot aantal metalen in een representatief aantal Nederlandse gronden (vrij naar Harmsen et al., 2001)

Figuur 1 illustreert tevens dat niet zoiets bestaat als een eenduidige universele 'beschikbaarheid'; immers de fractie die voor een worm beschikbaar is (een combinatie van de concentratie in het bodemvocht welke kan worden opgenomen via de huid én de oplosbare fractie van het totaalgehalte bij de in het maagdarmkanaal heersende pH welke wordt opgenomen via de darm; Osté et al., 2001) is anders dan die voor een plant.

Maatregelen zullen in eerste instantie de beschikbaarheid van de vrije ion activiteit en de concentratie in het bodemvocht (hier genoemd onder extraheerbaar in een zoutoplossing) veranderen omdat deze fractie direct beïnvloed wordt door de combinatie van bodemeigenschappen. De hoeveelheid potentieel beschikbaar (extraheerbaar met verdund zuur) zal in veel gevallen niet sterk veranderen. Een uitzondering hierop vormen maatregelen zoals inundatie van de grond waardoor er reductieprocessen op treden (zie ook hierna) of maatregelen die een effect hebben op het totaalgehalte (afgraven).

In veel gevallen wordt de actuele beschikbaarheid van een stof gestuurd door een of meerdere bodemeigenschappen (pH, klei, organische stof) en het is daarom dan ook dat inrichtings- en beheersmaatregelen een invloed kunnen hebben op de beschikbaarheid van stoffen. In onderstaand stuk wordt nader ingegaan op de interactie tussen bodemeigenschappen en de hier van belang zijnde stoffen waarbij getracht wordt aan te geven wat de invloed van bodemeigenschappen op de beschikbaarheid is en hoe deze verandert als gevolg van maatregelen.

Hierbij moet wel bedacht worden dat de huidige kennis voornamelijk gebaseerd is op procesonderzoek, hetgeen betekent dat veelal is gekeken naar de invloed van individuele bodemfactoren op de beschikbaarheid van een stof. Bij het uitvoeren van maatregelen veranderen vaak meerdere bodemfactoren en het is de interactie tussen deze die uiteindelijk het netto effect bepalen.

De conclusie die uit het voorgaande getrokken mag worden is dat risico's min of meer los staan van totaalgehalten en dat het overschrijden van een norm op basis van totaalgehalte niet automatisch een risico met zich mee brengt. Een voorbeeld kan dit illustreren. De opname van Cadmium uit de bodem door gewas vertoont geen of slechts een zeer beperkte relatie met het gehalte in de bodem, maar wordt bepaald door de combinatie van zuurgraad, organische stof gehalte en het metaalgehalte (Römkens en de Vries, 2000). Dat leidt tot een situatie waarin bij bodemgehalten boven de interventiewaarde (12 mg kg⁻¹ voor een standaardbodem) voor Cadmium in een kleigrond bij een pH van 7 en een organische stofgehalte van 5% nog veilig sla geteeld zou kunnen worden. In een zandgrond bij pH 5 ontstaan er echter al bij Cd-gehalten in de bodem hoger dan 0.6 mg kg⁻¹ problemen met de gewaskwaliteit vanwege de hoge beschikbaarheid van Cadmium bij lage pH.

Het voorgaande heeft in hoge mate betrekking op zware metalen. Ook de definitie van beschikbaarheid waarbij meerdere pools onderscheiden worden is voor DDT en andere organische contaminanten minder toepasbaar. Voor organische contaminanten geldt in hoge mate dat ze aan organische stof absorberen, waarbij de beschikbaarheid deels afhangt van de mineralisatie van organische stof fracties. De actuele beschikbaarheid van een groot aantal van deze stoffen is daarom zeer laag en wordt nauwelijks beïnvloed door bodemfactoren. Recent onderzoek heeft aangetoond dat de beschikbaarheid van onder andere PAK's afneemt bij een toename van de verblijftijd in de bodem (J. Harmsen, pers. Commun.); enerzijds door afbraak van de meest beschikbare fracties en anderzijds door het minder beschikbaar worden van de resterende fractie (oa inbouw in recalcitrante organische stof fracties).

3. Bronnen van zware metalen in het landelijk gebied

Zware metalen kunnen door verschillende handelingen in het milieu terechtkomen. Hierbij kan onderscheid gemaakt worden tussen diffuse bronnen en puntbronnen. De eerste categorie omvat die bronnen die niet tot een punt te herleiden zijn. Voorbeelden hiervan zijn atmosferische depositie, aanvoer van stoffen via rivier en oppervlakte water en het gebruik van (kunst dan wel dierlijke) mest over grotere oppervlakten. Puntbronnen zijn gerelateerd aan het voorkomen van bijvoorbeeld stortplaatsen, rioolzuiveringen etc. In deze gevallen is het voorkomen van een stof terug te leiden tot een specifieke bron (in de ruimte).

Voor Cd, Cu en Zn in het landelijk gebied geldt dat deze voornamelijk in de bodem voorkomen al gevolg van agrarisch landgebruik (uitrijden van mest en gebruik van kunstmest) in combinatie met atmosferische depositie. De laatste is gestaag gedaald gedurende de laatste decennia, zeker wat betreft de uitstoot van Cd en Zn. In het rivieren gebied wordt de aanvoer vooral bepaald door de afzetting van sediment. Ook hier is de depositie verminderd doordat de waterkwaliteit van de grote rivieren over de laatste decennia is verbeterd.

Schattingen van de belasting van deze elementen als gevolg van agrarisch landgebruik en atmosferische depositie zijn weergegeven in tabel 1. Bronnen: Milieubalans (1995), IKC-LNV (1997)

Tabel 1. Overzicht van bijdrage van verschillende diffuse bronnen van Cd, Cu en Zn (belasting in gram ha⁻¹ jaar⁻¹ naar de bodem)

Landgebruik	Bron	Cd	Cu	Zn
Alle vormen	Atmosferische depositie	± 0.5	± 20	85
Akkerbouw	Kunstmest	5.4	-71	-79
	Rundvee drijfmest	-0.2 ¹	234	1009
	Vleesvarkensmest	-0.7	915	1546
Maisteelt	Kunstmest	3.4	-92	-570
	Rundermest	-0.9	182	415
	Vleesvarkensmest	-1.2	900	1100
Melkveehouderij (op zandgrond)	Kunstmest	1.2	25.2	130
	Vleesvarkensmest	-0.7	2340	649

¹ Negatieve waarden betekenen dat het gehalte in de bodem achteruit gaat bij het genoemde gebruiksscenario. Wanneer bijvoorbeeld kunstmest gebruikt wordt in de akkerbouw treedt er accumulatie op van cadmium (met name fosfaatkunstmest bevat veel cadmium) terwijl het gehalte aan koper en zink in de bodem netto afneemt, doordat er onttrekking via het gewas en uitspoeling naar het grondwater optreedt bij relatief weinig aanvoer.

Hieruit blijkt dat atmosferische depositie in de meeste gevallen ondergeschikt is aan het gebruik van kunst- en drijfmest. Wat betreft de belasting van de bodem zijn het gebruik van kunst- en drijfmest verreweg de belangrijkste bronnen en is het aandeel van andere

bronnen (opbrengen van slib, gebruik van compost) op landelijke schaal gezien gering. Hierbij moet wel worden bedacht dat lokaal het gebruik van slib (langs kanalen) tot hoge belasting kan leiden. Er zal dus altijd locatiespecifiek moeten worden bekeken of er andere dan de genoemde bronnen zijn.

4. Chemisch gedrag van zware metalen in relatie tot beschikbaarheid in bodem

Alle genoemde metalen (Cd, Cu en Zn) komen in het milieu vrijwel uitsluitend voor als tweewaardig positieve ionen. In tegenstelling tot bijvoorbeeld As en Cr kennen ze geen wisselende lading als gevolg van wijzigingen in de redoxpotential. Hieronder wordt kort de invloed van enkele belangrijke bodemfactoren op de beschikbaarheid van de metalen genoemd, waarbij gesteld kan worden dat de invloed voor Cd en Zn vrijwel gelijk is, terwijl voor Cu ietwat afwijkend gedrag wordt gevonden. Allereerst komen een aantal algemene bodemeigenschappen aan de orde, daarnaast wordt ook het effect van de redoxpotential (zuurstofhuishouding) besproken; deze kan van belang zijn bij onder andere het verhogen van de grondwaterstand.

Effect van pH

Omdat alle metaalionen een positieve lading kennen, stijgt bij toenemende zuurgraad (afnemende pH) de competitie met H^+ (en Al^{3+}), waardoor de concentratie in het bodemvocht toeneemt. Dit effect wordt sterk bij pH waarden lager dan 5. In bekaakte landbouwgronden is de oplosbaarheid van met name Cd en Zn door dit pH effect laag. In principe geldt dat ook voor Cu maar omdat bij hogere pH waarden vaker hogere DOC (Opgelost organisch koolstof) aangetroffen wordt, is de trend voor Cu minder duidelijk (zie ook: effect van DOC)

Effect van klei

Een van de bodemfactoren die de bindingscapaciteit van de bodem bepaalt, is het kleigehalte. Zeker in kleigronden is dit de belangrijkste factor die de vastlegging van metalen stuurt. Bij een stijging van het kleigehalte neemt daardoor de concentratie in het bodemvocht af (bij verder gelijkblijvende condities uiteraard). Hierbij wordt met name voor Zn een preferente binding gevonden, terwijl de affiniteit van koper en cadmium voor kleimineralen beduidend geringer is dan die voor organische stof. Omdat een groot deel van de lading van kleimineralen 'permanent' is, dwz niet afhankelijk van de zuurgraad van de bodem, blijft ook bij verzuring een belangrijk deel van de uitwisselcapaciteit van de bodem intact. Dat komt onder andere omdat de lading van klei het gevolg is van uitwisseling in het kristalrooster van 3-waardig ionen tegen 2-waardige ionen (bijv. $Fe(III)$ tegen en $Mg(II)$) waardoor een constante negatieve lading aan het kleioppervlak ontstaat over een zeer breed pH traject.

Effect van organische stof

Naast kleimineralen is met name organische stof de belangrijkste metaalbindende component in de bodem voor de hier genoemde metalen. Koper en in mindere mate Cd binden sterker aan organische stof dan aan klei. In de meeste zandige bodems van Nederland is het organisch stof gehalte dan ook de belangrijkste factor die samen met de pH de vastlegging van metalen (onder aërobe condities!) bepaalt. Omdat het organische stofgehalte nog meer dan het kleigehalte bepaald wordt door landgebruik (akkerbouw versus grasland, gebruik van compost versus kunstmest) en de vegetatie spelen deze aspecten een grote rol bij maatregelen gericht op het verhogen van de vastleggingscapaciteit van metalen. Ook speelt de aard van de organische stof een rol, zo is de bindingscapaciteit

van weinig, niet veraard materiaal dat voorkomt in veengronden beduidend lager dan van organische stof in een minerale bodem. In het algemeen geldt echter dat de vastlegging van metalen toeneemt (en de oplosbaarheid of mobiliteit dus afneemt) bij een hoger organisch stofgehalte. De pH speelt een belangrijke rol in de mate waarin organische stof metalen kan binden. Bij afnemende pH neemt ook de capaciteit van organische stof om metalen te binden af, omdat een groter deel van de 'uitwisselingsplaatsen' dan bezet is met waterstof en aluminium ionen. Het merendeel van de oppervlaktelading van organische stof is namelijk variabel en afhankelijk van de pH, bij zeer lage pH ($\text{pH} < 3 \text{ à } 4$) kan het oppervlak zelfs positief geladen zijn (adsorptie van H^+), terwijl bij toename van de pH ($\text{pH} > 4$) dit geleidelijk overgaat in een netto negatieve lading.

Effect van DOC (dissolved organic carbon, opgelost organisch koolstof) en de samenstelling van het bodemvocht

Naast de organische stof in de vaste fase komt organische stof ook in de waterfase (in het bodemvocht maar ook in het oppervlaktewater) voor in de vorm van DOC. Evenals vast organisch materiaal kent ook DOC een oppervlaktelading waardoor metalen aan DOC kunnen binden. Met name koper vertoont een zeer specifieke binding aan DOC waardoor bij toename van DOC niveaus in de bodem de opgeloste concentratie aan koper gebonden aan DOC stijgt. Voor Cd en Zn speelt dit een veel minder belangrijke rol. De affiniteit van koper voor DOC is zo groot dat bij pH waarden van 5 of hoger vrijwel alle (>99%) opgeloste koper aan DOC gebonden zit en is de mobiliteit van koper dus vrijwel voor 100% afhankelijk van het voorkomen van DOC in het bodemvocht en oppervlaktewater. Naast het feit dat DOC dus de hoeveelheid in oplossing bepaalt, is het ook sturend voor de toxiciteit van koper. Dit komt omdat het vrij koper ion (Cu^{++}) zeer toxisch is, maar Cu-DOC complexen veel minder. Dat komt omdat het Cu-DOC te groot van omvang is om door organismen en planten opgenomen te kunnen worden. Enerzijds heeft DOC dus een mobiliteitsverhogend effect maar anderzijds een toxiciteitverlagend effect.

Naast DOC komen ook andere kationen in de waterfase voor waarbij in landbouwgronden Calcium het belangrijkste is terwijl onder meer zure omstandigheden aluminium belangrijk wordt (bij pH waarden lager dan 4.5). In principe geldt dat deze kationen aan dezelfde bindingsplaatsen van organische stof en klei kunnen binden als genoemde metalen, waardoor bij een stijging van de aan Ca en Al gehalten in de waterfase (bijvoorbeeld na bemesting) de concentratie aan met name Zn en Cd kunnen stijgen. De binding van koper aan organische stof is echter zo sterk dat Ca niet of nauwelijks met koper uitwisselt. Daarnaast hebben zowel Ca als Al een effect op de oplosbaarheid van DOC. Aangetoond is dat bij hoge calcium gehalten de oplosbaarheid van DOC afneemt waardoor ook de mobiliteit van koper wordt geremd (Römkens en Dolfing, 1998). Omgekeerd geldt dat bij een afname van de calciumconcentratie DOC weer mobieler wordt.

Het zijn met name deze interacties (bijvoorbeeld die tussen Ca, DOC en metalen) die de voorspelling van de effecten van maatregelen meer maken dan 'de som der delen'. Het effect van pH alleen is relatief eenvoudig te voorspellen maar wanneer daardoor de bindingscapaciteit van organisch stof en de gehalten aan Ca en Al in de waterfase veranderen, is de uitkomst moeilijk te voorspellen. In tabel 4 is schematisch weergegeven wat de enkelvoudige invloed is van de belangrijkste bodemparameters die hier zijn besproken.

Effect van wisselende redoxpotentiaal

Naast de genoemde bodemfactoren speelt ook de zuurstofhuishouding een belangrijke rol bij de factoren die de beschikbaarheid van metalen bepalen. In de meeste bodems is voldoende zuurstof aanwezig om het systeem aëroob te houden. Onder die condities spelen adsorptieprocessen zoals aan organisch stof en klei de belangrijkste rol bij het bepalen van de beschikbaarheid van alle genoemde metalen. Ofschoon in principe ook precipitatie van metalen kan optreden (bijv. carbonaathoudende mineralen) onder aërobe condities zijn de concentratieniveaus van de meeste metalen veel te laag om daadwerkelijk precipitatie te bewerkstelligen (met uitzondering wellicht van extreem verontreinigde situaties als op metaalverwerkende industrie).

Wanneer echter bodems onder water gezet worden zoals bij de aanleg van helofytenfilters of bij het verhogen van de grondwaterstand, daalt de redoxpotentiaal. In de meeste gevallen gaat dat gepaard met een stijging van de pH waardoor de adsorptie (vastlegging) van metalen toeneemt. Bij een voortgaande daling van de redoxpotentiaal zullen ook Fe(III) en Mn(V) verbindingen gereduceerd worden tot Fe(II) en Mn(III)-verbindingen. Omdat Fe(II)hydroxiden veel sterker oplosbaar zijn dan Fe(III)-verbindingen gaat dat gepaard met een verlies aan het gehalte aan hydroxiden. Voor Cd, Cu en Zn geldt dat dit proces in eerste instantie, afgezien van de stijging in pH en de daarbij behorende afname van de concentratie, geen dramatische gevolgen heeft. Wanneer echter de redoxpotentiaal zover daalt dat sulfaat in sulfide wordt omgezet (in aanwezigheid van voldoende organische stof), zal een groot deel van de geadsorbeerde metalen vastgelegd worden in slecht oplosbare sulfiden. Dit proces is echter reversibel zodat wanneer de grond weer aëroob wordt, deze vastlegging tenietgedaan wordt en de metalen weer beschikbaar komen.

Ofschoon Fe(III)hydroxiden (en in mindere mate ook Al(III)hydroxiden) wel in staat zijn om metalen te binden, zeker bij hogere pH waarden ($\text{pH} > 7$), is de rol gering in vergelijking met die van klei en organische stof.

In tabel 2 is het bovenstaande samengevat, waarbij per bodemeigenschap aangegeven wordt wat het effect van een stijging teweegbrengt wat betreft de beschikbaarheid. Hiermee wordt dan bedoeld het opgeloste gehalte in de waterfase.

Hierbij moet dus bedacht worden dat dit de individuele effecten zijn, namelijk die die optreden wanneer alleen de bedoelde parameter in de beschreven richting verandert. In geval van stijging van het organische stof gehalte kan bijvoorbeeld ook het DOC gehalte in het bodemvocht stijgen, waardoor het netto effect voor een element als koper onzeker zal worden.

Tabel 2. Effect van bodemeigenschappen op de beschikbaarheid van metalen (++ sterke toename, + toename, - - sterke afname, - afname 0 geen effect)

Bodem eigenschap	Verandering	Beschikbaarheid van metalen		
		Cd	Cu	Zn
PH	Daling (< 5)	++	+	++
Organische stof	Stijging	--	--	-
Klei	Stijging	-	-	--
DOC	Stijging	0/+	++	0/+
Ca/Al in waterfase	Stijging	+	0	+
Redox potentiaal	Daling tot sulfide reducerend	--	--	--

5. Effect van maatregelen op beschikbaarheid van metalen

Het uiteindelijke effect van beheer van verontreinigde bodems hangt af van:

1. of een maatregel processen beïnvloedt die de beschikbaarheid van de genoemde metalen verlaagt (dwz invloed heeft op de in tabel 4 samengevatte processen)
2. of een maatregel het gehalte in de bodem of de waterfase zelf verlaagt (zoals in geval van afgraven en fyto-remediatie).

Om het uiteindelijke effect van maatregelen op de beschikbaarheid van stoffen (wat betreft de processen) te kunnen vaststellen is het eerst nodig effecten van maatregelen op de relevante bodemeigenschappen vast te stellen. In tabel 3 is daarom een overzicht gegeven van het effect van de eerder onderscheiden maatregelen op de belangrijkste bodemeigenschappen.

Tabel 3. *Effect van maatregelen op bodemeigenschappen (+ = toename, - = afname, 0 = geen effect, ? = onbekend, vrij naar Römken et al., 1993)*

Maatregel	pH	Fe/Al (hydr)oxiden	Organische stof
Bekalken	+	0	0/-
Vernatten	+	-	+
Inoculeren met mycorrhiza	?	?	?
Inzaaien/beplanten	+?	0	+
Fyto-remediatie/maaïen	0/+/- ¹	0	+
Baggeren	0?	0	+
Bemesten/ verarmen	0	0	-
Bodem	0/-	0/+	+
Afplaggen/afgraven verplaatsen	-	0	-

¹ Het effect hangt sterk af van de mate waarin de plant de pH van de bodem verandert, deze kan zowel toenemen als afnemen.

In tabel 4 is gepoogd het hierboven gegeven overzicht (tabel 3) te combineren met hetgeen is gepresenteerd in paragraaf 3 waar de interactie tussen de bodemeigenschappen en de verschillende stoffen is beschreven.

Tabel 4. Overzicht van maatregelen en hun werking (netto effect) in termen van beschikbaarheid van contaminanten (+ beschikbaarheid neemt toe, -- beschikbaarheid neemt sterk af, - beschikbaarheid neemt af, 0: geen effect, ?: effect onbekend of som van tegengestelde processen)

Maatregel	Cd	Zn	Cu	Onderhoud
Bekalken	--	--	-	jaarlijks
Vernatten				nvt
permanent	--	--	--	”
tijdelijk	0?	0?	0?	”
Inoculeren met mycorrhiza	+?	+?	+?	?
Inzaaien/beplanten	0/-	0/-	0/+	bij aanvang (+jaarlijks onderhoud)
Fytoremediatie/maaïen	-/0	-/0	-/0	jaarlijks
Baggeren	-/+	-/+	-/+	jaarlijks
Bemesten/verarmen	+/-	+/-	+/-	eerste jaren
Afplaggen/afgraven	-	-	-	bij aanvang
Verplaatsen binnen het gebied (bijv. van aëroob naar anaëroob)	+/0/-	+/0/-	+/0/-	bij aanvang

1.1 Toelichting op maatregelen en hun werking

Bekalken

Bekalken verhoogd de pH zodat de beschikbaarheid van metalen verlaagd wordt. Dit geldt in sterke mate voor Cd en Zn en in iets mindere mate voor Cu. Deze maatregel heeft jaarlijks onderhoud, zeker op zandige kalkloze gronden. Indien combinatie met natuurontwikkeling gewenst is, is bekalken vaak geen optie omdat op deze bodems kalkloze milieus vaak gewenst zijn. In dat geval kunnen andere stoffen zoals olivijn (ijzer silicaat) wellicht als vervanger dienen. Deze hebben bovendien het voordeel dat ze een langere werkingsduur hebben.

Vernatten

In geval van permanente vernatting treedt vastlegging in sulfide vorm op (mits voldoende sulfaat aanwezig is, zie ook “Effect van wisselende redoxpotential op de beschikbaarheid van metalen invloed van redox potentiaal”). Wanneer een wisselend droog/nat regime voorkomt, valt het netto-effect moeilijk te voorspellen en hangt af van de duur van de inundatie periode. Wanneer deze kort is (dagen, weken) is de verwachting dat het netto-effect gering zal zijn. Er is daarbij weinig verschil tussen de metalen onderling

Inoculeren met mycorrhiza

Ofschoon er nog weinig bekend is over het effect van mycorrhiza, is wel duidelijk dat de symbiose tussen plantenwortel en schimmel de beschikbaarheid van stoffen voor planten kan verhogen. Er is gesuggereerd dat mycorrhizae in staat zijn mineralen uit de vaste fase te mobiliseren via uitscheiding van zure exudaten. In hoeverre dat resulteert in een meetbare

verhoging van de beschikbaarheid van metalen is onbekend. De verwachting is dat het effect gering zal zijn.

De bruikbaarheid van inoculeren met mycorrhizae als maatregel op metaalverontreinigde bodems is afhankelijk van de abiotische condities en verschilt tussen plantensoort en mycorrhiza-typen. In het algemeen geldt dat de beste resultaten zijn te verwachten voor vegetaties van relatief droge, relatief voedselarme omstandigheden (Vosátka, 2001). De invloed van metaalverontreiniging op planten manifesteert zich namelijk veelal indirect via een verstoring van de vocht- en nutriëntenvoorziening. Mycorrhizae kunnen een rol spelen bij het mitigeren van dergelijke negatieve effecten. De beste resultaten worden veelal verkregen door inoculeren van mycorrhizae-typen (soorten, stammen), die afkomstig zijn van metaalverontreinigde locaties en hieraan zijn aangepast/tolerantie vertonen (Vosátka, 2001; Leyval & Joner, 2001). Het resultaat kan van plantensoort tot plantensoort verschillen en hangt onder meer samen met de afhankelijkheid van mycorrhizae en het concurrentievermogen van ondergrondse plantdelen. Informatie hierover is te vinden in de factsheets van de verschillende aandachtsoorten flora.

Inzaaien/beplanten

Wanneer door de groei van een gewas meer DOC in de bodemoplossing komt heeft een toename van de (chemische) beschikbaarheid en mobiliteit in het bodemvocht tot gevolg alhoewel de metaalactiviteit daalt en de toxiciteit dus afneemt (Römkens et al., 1999). Voor Cd en Zn is dit effect niet echt van belang omdat de interactie met DOC veel minder sterk is. In veel gevallen zal echter de pH van de rhizosfeer veranderen wanneer een braak liggende grond wordt beplant. Bemesting (met NH_4NO_3) van een braak liggende grond resulteerde in een blijvende verlaging van de pH terwijl de pH in een grasland na een initiële verzuring weer terugkwam op het oude niveau (Römkens et al., 1999).

Wel zal door opname door een groeiend gewas (bijvoorbeeld in geval van wilgen) de opname van metalen gestimuleerd kunnen worden. Wanneer echter het gewas niet verwijderd wordt of zelfs weer wordt ondergewerkt (groenbemester) is het netto effect op het gehalte nihil. Wel zou er sprake kunnen zijn van verrijking in het bodemprofiel, waarbij planten de metalen uit de hele wortelzone opnemen en via bladval concentreren in de bovenlaag. Omdat de metalen dan echter in organische vorm opgeslagen zijn, is de beschikbaarheid vaak lager.

Fytoremediatie

Wanneer het gewas ieder jaar wordt verwijderd zal het gehalte in de wortelzone op termijn afnemen. Voor verontreinigde gronden is deze afname echter dermate marginaal dat dit niet leidt tot schone grond. In licht tot matig verontreinigde gronden kan wel (op termijn!) een substantiële verlaging van het gehalte bewerkstelligd worden, alhoewel dan gekozen moet worden voor gewassen met een hoge biomassa productie in combinatie met een hoge opname van metalen (Japenga et al., 1999). Dit vergt jaarlijks onderhoud en meestal een speciale verwerking van het gewas (indien dit verhoogde metaalgehalten bevat).

Baggeren

Baggeren heeft een duidelijk tweeledig effect, enerzijds in het watersysteem waar een verlaging van de gehalten in de vaste fase worden bewerkstelligd, maar anderzijds in het terrestrische systeem waar de bagger opgebracht wordt (stijging van de gehalten). Omdat daarbij in veel gevallen ook een overgang van een reducerend (in het sediment) naar een

oxiderend (in de bodem) milieu wordt gecreëerd, stijgt de beschikbaarheid van de metalen in het grond-bagger mengsel.

Bemesten/Verarmen

Verarmen is in feite een vorm van fyto remediering. Door het niet meer aanvullen van nutriënten (bijv. P) zal het gehalte in de bodem door opname door het gewas op termijn dalen. Voor metalen geldt echter dat de snelheid waarmee dat gebeurt in veel gevallen veel langzamer zal zijn dan voor nutriënten, niet in de laatste plaats omdat de meeste gewassen nauwelijks metalen opnemen. Bij bemesten is er juist een verhoging van de metaalgehalten in de bodem te verwachten. Kunstmest (met name fosfaten) is de belangrijkste bron van Cd in het landelijk gebied terwijl dierlijke mest en ook compost hoge gehalten aan Cu en Zn bevatten.

Afplaggen/Afgraven

Hierbij wordt meestal de nutriëntrijke bouwvoor (in geval van afgraven) of de strooisellaag (afplaggen) verwijderd waardoor ook een groot deel van de metaalvoorraad verwijderd wordt. Omdat strooisel vaak als effectief filter dient (voor metalen uit atmosferische depositie) worden hier verhoogde gehalten aan metalen gevonden. Het materiaal mag dan niet altijd als reststof gebruikt worden. Van heidestrooisel is bijvoorbeeld bekend dat het hoge gehalten aan Cd kan bevatten (Ministerie VROM 1993). In het algemeen geldt natuurlijk wel dat met deze maatregel de bron verwijderd wordt.

Verplaatsen binnen het gebied

Met name in uiterwaarden waar vaak zeer hoge metaalgehalten in de bodem en of sediment aanwezig zijn, mag het bodemmateriaal niet buiten het gebied vervoerd worden. Verplaatsing binnen het gebied mag dan vaak wel nog. Of dat resulteert in een veranderde mobiliteit hangt onder meer af van het verschil in condities tussen het gebied waar het materiaal vandaan komt en dat waar het naar toe gebracht wordt.

Wanneer het verplaatste materiaal van aërobe naar anaërobe (of omgekeerd) condities wordt gebracht heeft dat hetzelfde effect als vermeld onder 'baggeren' dan wel 'vernatten'. In het algemeen geldt derhalve dat verplaatsen naar nattere omstandigheden leidt tot verminderde mobiliteit terwijl opslag onder drogere condities (komend van permanent natte condities) leidt tot verhoogde mobiliteit.

6. Invloed van maatregelen: proces- en effectgerelateerde maatregelen

Inrichtings- en beheersmaatregelen kunnen op verschillende manieren de actuele en potentiële beschikbaarheid van stoffen in het milieu beïnvloeden:

1. door een effect op het gehalte in de bodem zelf, of
2. door die processen te beïnvloeden die de biologische beschikbaarheid van stoffen in de bodem bepalen (bijvoorbeeld de zuurgraad).

Om te kunnen beoordelen of, en zo ja in welke mate (en op welke termijn!) de beschikbaarheid van de genoemde stoffen te beïnvloeden valt door maatregelen wordt in onderstaande tabel als eerste weergegeven of een maatregel *het gehalte* dan wel een of meerdere *processen* (denk aan pH die van invloed is op de mobilisatie van Cd) stuurt en een inschatting van de termijn die gepaard gaat met het bereiken van het effect. Dit is met name van belang omdat in het geval van normoverschrijding sneller gekozen zal worden voor maatregelen die ingrijpen op het gehalte. Wanneer de gehalten niet sturend zijn (i.e. lager dan de norm) dan zal de keuze voornamelijk bepaald worden door de effectiviteit en de kinetiek van de maatregelen. Vervolgens wordt ingegaan op de interactie tussen de verschillende stofgroepen en de processen aan de hand van bodemeigenschappen die daarbij een rol spelen (denk aan adsorptie en de rol van zuurgraad en/of organische stof). In tabel 5 staat een overzicht van de hier te beschouwen maatregelen. Hierbij wordt per maatregel aangegeven of het een effectreducerende dan wel inrichtingsmaatregel is, op welk compartiment deze maatregel betrekking heeft, of het een proces- dan wel gehalte gerichte maatregel is, en volgt een inschatting van de tijdsduur voor de realisering van de doelstelling (de tijdsduur waarover de maatregel moet worden toegepast alvorens deze effectief wordt). In het verdere verloop zal per maatregel en metaal beschreven worden hoe de maatregel ingrijpt in de processen en gehalten.

Bij het beoordelen van de effectiviteit van maatregelen moet dus zowel naar het effect van de maatregel op de gehalten als ook op de processen gekeken worden. Hieronder volgt daarom eerst een beknopte weergave van zowel de bronnen als ook de effecten van processen en bodemeigenschappen op de beschikbaarheid van maatregelen. Deze zullen per stofcategorie besproken worden, waarbij achtereenvolgens metalen en bestrijdingsmiddelen aan de orde komen.

Tabel 5. Overzicht van maatregelen en hun werking

Maatregel	Categorie	Compartiment	Gehalte vs proces	Tijdsduur tot realisatie
Bekalken	Effect	Bodem	Proces	< 1 jaar
Vernatten	Effect	Bodem	Proces	< 1 jaar
Inoculeren met mycorrhiza	Effect	Bodem	Proces	onbekend
Inzaaien/beplant en	Effect	Bodem	Proces	
Fytoremediatie/Maaien+afvoeren	Effect	Bodem	Gehalte/proces	5 - 50 jaar
Helofytenfilter	Inrichting	Water	Gehalte	5 jaar
Baggeren	Inrichting	Water/Bodem	Gehalte	1 - .. jaar ¹
Bemesten/verarmen	Inrichting	Bodem	Gehalte/proces	5 - 10 jaar
Afplaggen/afgraven	Inrichting	Bodem	Gehalte	< 1 jaar
Verplaatsen binnen het gebied (bijv. van aëroob naar anaëroob).	Inrichting	Bodem/Water	Gehalte	< 1 jaar

7. Invloed van maatregelen op natuurdoeltypen

Niet alle in tabel 5 genoemde maatregelen zijn toepasbaar voor de gekozen natuurdoeltypen. Sommige maatregelen zoals bekalken, vernatten, afplaggen en verplaatsen beïnvloeden het natuurdoeltype in die mate dat het zijn oorspronkelijke karakter verliest. Hierbij valt te denken aan het vernatten van droge-graslanden (Hz-3.5).

In Tabel 6 is aangegeven welke maatregelen toepasbaar zijn voor de in de Kwetsbaarheidsanalyse besproken natuurdoeltypen. Deze toepasbaarheid is afgeleid uit de Karakteristieken van de NDT en de factoren die hun kansrijkdom bepalen op basis van de beschrijving van de NDT volgens Bal *et al.* (1995).

Bekalken heeft een negatieve invloed op NDT die voorkomen of sterk afhankelijk zijn zure tot matig zure omgeving zoals veel veengebieden.

De maatregel *vernatten* kan leiden tot eutrofiering aangezien oppervlakte water vaak van een matige kwaliteit is. Dit leidt voor NDT welke sterk afhankelijk zijn van een goede waterkwaliteit vaak tot een achteruitgang. Vernatten is voor deze NDT dus geen goede maatregel. Indien deze kwetsbare NDT worden vernat met kwelwater dan zal de kansrijkdom worden verhoogd. Echter het vergroten van de toevoer van kwelwater is een ingrijpende maatregel welke alleen uitvoerbaar is door het aanpassen van de hydrologie van het omringende gebied en zal heid door slechts sporadisch uitvoerbaar zijn. Voor NDT gekarakteriseerd door bossen heeft vernatten een negatieve invloed als de periode van vernatting langdurig is. Bij langdurige vernatting, welke leidt tot anaërobie van de bodem, verstikken bomen.

Inoculeren met mycorrhiza wordt m.n. effectief verondersteld voor NDT waarin bomen een belangrijke vegetatie component vormen, de effectiviteit voor andere vegetaties lijkt gering.

Inzaaien en beplanten is alleen effectief voor terrestrische NDT welke een open structuur hebben. Deze maatregel is niet uitvoerbaar voor NDT die worden gekarakteriseerd door struieel vegetaties en bomen, zonder drastisch het karakter van het NDT aan te tasten.

Ook *fyto-remediatie* is slechts toepasbaar bij NDT waarbij lage begroeiing het karakter bepalen.

Helofytenfilters kunnen in belangrijke mate vervuilende stoffen aanwezig in het oppervlakte water afvangen. Helofytenfilter zijn vooral zinvol voor NDT welke via vervuiling in het oppervlakte water bedreigd worden.

De maatregel *baggeren* komt in aanmerking voor terrestrische NDT die grenzen aan aquatische systemen (sloten, beken, plassen) en aquatische NDT. De maatregel heeft een positief effect op aquatische natuurdoeltypen door de onttrekking van vervuilde stoffen uit het aquatische systeem. Voor terrestrische NDT kan de maatregel zinvol zijn als hierdoor de kans dat de vervuiling het NDT via het oppervlakte water bereikt verlaagd wordt. In de praktijk wordt voedselrijke bagger verwijderd en bij natuurdoeltypen met weidevogels toegepast in plaats van ruige mest.

Verarmen is een maatregel die niet uitvoerbaar is voor NDT gekarakteriseerd door bossen. Verarmen door begrazing heeft over het algemeen een positief effect op NDT daar de meeste gebieden kampen met een te eutroof milieu..

De maatregel *afplaggen afgraven* is toepasbaar in terrestrische systemen die worden gekarakteriseerd door lage vegetatie met een relatief korte hersteltijd. Vooral voor pioniersvegetaties en vegetaties is dit een gunstige maatregel.

Bovenstaande maatregelen zijn vooral toepasbaar als beheersmaatregelen. De maatregel *verplaatsen binnen het gebied* kan zowel worden uitgevoerd als inricht als als beheersmaatregel. In het geval van inrichting, dat wil zeggen alvorens NDT zich kunnen ontwikkelen heeft verplaatsen binnen het gebied een positief effect op de kansrijkdom van de zicht te ontwikkelen NDT. Voor gebieden langs de grote rivieren heeft ‘omputten’, het opsluiten van vervuild sediment in gaten welke worden afgedekt met schoner sediment, deze zelfde werking. Verplaatsen binnen het gebied toegepast als beheersmaatregel heeft op NDT gekarakteriseerd door vegetaties die afhankelijk zijn van een dynamische omgeving (pioniersvegetaties) een positief effect, terwijl andere NDT door deze verstoring bedreigd kunnen worden. Bemesten is als maatregel niet in de tabel opgenomen daar dit geen zinvolle maatregel is omdat hierdoor de kansrijkdom van veel juist oligotrofe gemeenschappen verkleind wordt

Tabel 6. Overzicht van maatregelen en hun toepasbaarheid voor de NDT

NDT	Bekalken	Vernatten	Inoculeren met mycorrhiza	Inzaaien/bepplanten	Fytoremediatie/ Maaien+ afvoeren	Helofytenfilter	Baggeren	Verarmen	Afplaggen/afgraven	Verplaatsen binnen het gebied (inrichting)	Verplaatsen binnen het gebied (beheer)
Ri-3.1	+-	+-	--	--	--	+-	++	+-	--	++	--
Ri-3.2	++	--	--	--	--	+-	++	+-	--	++	++
Ri-3.3	+-	+-	--	--	--	+-	+-	+-	--	++	--
Ri-3.4	+-	+-	--	+-	+-	--	+-	++	+-	++	--
Ri-3.5	++	+-	--	+-	++	--	+-	+-	+-	++	--
Ri-3.6	+-	+-	--	+-	++	--	+-	+-	++	++	++
Ri-3.7	+-	+-	+-	--	--	--	+-	+-	--	++	--
Ri-3.8	+-	++	+-	++	--	+-	+-	+-	+-	++	--
Ri-3.9	+-	--	++	++	--	--	--	++	++	++	--
Ri-3.10	+-	+-	++	+-	--	--	--	--	--	++	--
Ri-3.11	+-	--	++	+-	--	--	--	--	--	++	--
Ri-3.12	--	--	++	+-	--	--	--	--	--	++	--
Lv-3.2	-	--	--	+-	--	++	+-	++	--	++	--
Lv-3.3	-	++	--	+-	--	++	+-	++	--	++	--
Lv-3.5	+-	+-	--	-	+-	-	+-	++	--	++	--
Hv-3.5	+-	--	--	+-	+-	--	--	++	+-	++	--
Hv-3.7	+-	--	--	---	+-	++	--	++	++	++	--
Hv-3.13	+-	--	++	--	--	--	--	++	++	++	--
Du-3.5	+-	++	--	--	+-	+	+-	++	--	++	--

++ heeft een positief effect, +- heeft een matig effect, -- verandert het NDT van karakter

7.1 Karakteristieken van Natuurdoeltypen (Bal et al. 1995)

Ri-3.1: Rivier en nevengeul. Karakteristiek voor dit NDT zijn oevervegetaties met waterlelie en watervinkel. De kansrijkdom van dit NDT wordt vooral bepaald door de waterkwaliteit welke in de meeste gebieden onvoldoende is.

Ri-3.2: Plas en geïsoleerde strang. Karakteristiek zijn kalkrijke watervegetaties met gemeenschappen van kranswieren, waterlelie, kikkerbeet, fonteinkruid en anderen. De kansrijkdom van dit natuurdoeltype is sterk afhankelijk van de mate waarin verlanding wordt tegengegaan, hetzij door de natuurlijke dynamiek van de rivier, hetzij door baggeren, schonen en uitgraven.

Ri-3.3: Rietland en ruigte. Riet en zeggevegetaties langs stilstaande wateren of moerassige gebieden zijn karakteristiek voor dit NDT. De kansrijkdom wordt bepaald door een beheer waarbij overjarig riet een kans krijgt, voldoende vocht en niet te hoge voedselrijkdom.

Ri-3.4: Nat schraalgrasland. Karakteristiek voor dit NDT zijn grazige vegetaties in delen van het rivierengebied die jaarlijks onder water staan zoals dotterbloemhooilanden, kievitsbloemhooilanden. De kansrijkdom van dit type wordt vooral bepaald door niet te hoge voedselrijkdom van de bodem.

Ri-3.5: Stroomdalgrasland. Dit NDT herbergt soortenrijke grazige vegetaties op relatief voedselarme niet zure gronden. Winterinundatie wordt noodzakelijk geacht voor de aanvoer van kalk.

Ri-3.6: Rivierduin en slik. Pioniervegetaties zijn karakteristiek voor dit NDT. Dit NDT is kansrijk in gebieden waar veel dynamiek heerst, welke ook door begrazing kan worden geïnduceerd.

Ri-3.7: Struweel, mantel- en zoombegroeiing. Dominant voor dit NDT zijn struelen, ruigten en bosranden met een rijke kruiden- en struikbegroeiing. Dit NDT kan voorkomen op zowel droge als vochtige bodems. De kansrijkdom van dit NDT wordt vooral bepaald door het toepassen van extensief beheer.

Ri-3.8: Hakhout en griend. Karakteristiek zijn Elzen-Eikenbos, Gierstgras-Beukenbos, Gewoon en Kamperfoelierijk Eiken-Haagbeukenbos, Droog en Elzenrijk Essen-Iepenbos, Gewoon Elzenbroek en Schietwilgenbos. Dit NDT is kansrijk in regelmatig overstroomde riviergebieden en stelt verder relatief weinig eisen.

Ri-3.9: Bosgemeenschappen van zandgrond. Tot dit NDT behoren Elzen-Eikenbos, Duin-Eikenbos, Gierstgras Beukenbos, Gewoon Eiken-Haagbeukenbos en Kamperfoelierijk Eiken-Haagbeukenbos. Dit NDT is kansrijk op niet te natte lemige zand- en kleigronden. Dit type is te ontwikkelen op voormalige landbouwgronden indien verschralen en vertwijderen van de top laag een optie is.

Ri-3.10: Bosgemeenschappen van rivierklei. Tot dit NDT behoren Abelen-Iepenbos, Droog Essen-Iepenbos, Elzenrijk Essen-Iepenbos, Ruigt-Elzenbos, Gewoon Elzenbroek en Schietwilgenbos. Deze vegetaties worden gevonden onder voedselrijke, vochtige tot natte omstandigheden; de frequent overstroomde zachthoutoibossen en de weinig overstroomde hardhoutoibossen. Dit NDT heeft een grote kansrijkdom op niet verontreinigde, niet overbemeste vochtige en natte rivierkleigronden.

Ri-3.11: Middenbos. Gewoon en kamperfoelierijk Eiken-Haagbeukenbos behoort tot de karakteristieke vegetaties. Dit NDT stelt geringe eisen aan de kwaliteit van de omgeving, het is in principe overal op niet te voedselrijke, niet te lemige zand en lichte kleigronden te realiseren.

Ri-3.12: Park-stinzenbos. Duin-Eikenbos, Abelen-Iepenbos en Droog Essen-Iepenbos vormen karakteristieke vegetaties. De kansrijkdom wordt m.n. bepaald door oude bosbodems op leemrijk zand en klei, in delen van het rivierengebied die zelden overstromen en waar overbemesting geen rol speelt.

Lv-3.2: Brak watergemeenschap. Karakteristieke vegetaties zijn riet- en zeggevegetaties. Vanwege zijn afhankelijkheid van brak water komt dit NDT niet algemeen voor. De kansrijkdom wordt vooral bepaald door zoute kwel welke optreedt in droogmakerijen. Dit NDT zal negatief beïnvloed worden door maatregelen die de toevoer van zoet oppervlakte water vergroot.

Lv-3.3: Rietland en ruigte. Karakteristieke vegetaties van dit NDT zijn riet- en zeggevegetaties langs zoete en brakke wateren of moerassen. Kritische factoren voor dit NDT zijn voldoende vocht en een maaibeheer waarbij overjarig riet tot ontwikkeling kan komen.

Lv-3.5: Bloemrijk grasland. De karakteristieke vegetatie van dit NDT wordt gevormd door glanshaverhooilanden en bloemrijke kamgrasweiden. Dit NDT kan gevonden worden op matig vochtige niet al te voedselrijke gronden.

Hv-3.5: Droog grasland. Karakteristieke vegetaties vormen de overgang tussen droge heiden en agrarische graslanden zoals zilverbaver-verbond en borstelgras-verbond. Dit NDT is gevoelig voor eutrofiering en verzuring.

Hv-3.7: Vochtig schraalgrasland. Tot dit NDT behoren korte grazige vegetaties in beekdalen en depressies in dekzand en stuwwallengebieden. De grootste bedreiging van dit NDT vormt verdroging, kansrijk zijn voedselarme gebieden met kwel.

Hv-3.13: Bosgemeenschappen van arme zandgrond. Karakteristiek voor dit NDT zijn Korstmos-Dennenbos, Kussentjesmos-Dennenbos, Kraaihei-Dennebos, Berken-Zomereikenbos en Vochtig Berken-Zomereikenbos. De kansrijkdom van dit NDT wordt bepaald door zeer schrale omstandigheden en de aanwezigheid van droge zandgronden.

Du-3.5: Nat schraalland. De vegetatie typen zijn blauwgraslanden en schrale hooilanden. Bepalend voor de kansrijkdom van dit natuurdoeltype is de toevoer van grond en oppervlakte water van goede kwaliteit.

8. Chemisch gedrag van DDT en derivaten in relatie tot beschikbaarheid in bodem en oppervlaktewater en het effect van maatregelen op hun beschikbaarheid

Aangezien DDT niet meer in het milieu gebracht wordt zijn alleen maatregelen op de beschikbaarheid van oude vervuilingshaarden van belang. In het algemeen wordt het gedrag van DDT en derivaten gekarakteriseerd op basis van een aantal stoffeigenschappen. Enkele belangrijke factoren die hierbij een rol spelen zijn:

1. mobiliteit in de bodem,
2. afbreekbaarheid (persistentie) uitgedrukt in halfwaardetijd ($t_{1/2}$)

Ofschoon de mobiliteit van DDT en derivaten tot op zekere hoogte wel samenhangt met bodemeigenschappen als organische stof, pH en klei, zijn deze verbanden minder sterk dan bij metalen.

Organische stof. Vanwege het apolaire karakter van DDT en derivaten vindt binding van deze stoffen aan de bodem voornamelijk plaats aan de organische stof fractie in de bodem.

pH. Alleen voor stoffen met een polair karakter geldt dat er een invloed van de pH op de vastlegging is. Daarbij is de waarde van de dissociatie constantie (pK_a) van belang en is er een verband tussen de mate van adsorptie en de oplosbaarheid waarbij de sterkst adsorberende verbindingen ook de minst oplosbare zijn. Het netto-effect van (veranderingen in) pH op DDT en derivaten zal hierdoor niet zo groot zijn omdat deze stoffen vrijwel niet oplosbaar zijn.

In een vergelijkende studie is getoond dat de adsorptie van een groot aantal min of meer polaire stoffen die voornamelijk als anion in oplossing voorkomen toeneemt met een toename aan organische stof (sterk) en klei (minder) en afneemt bij een stijging van pH (Stevenson, 1994).

Een aparte plaats neemt DOC (Dissolved Organic Carbon, opgelost organisch koolstof) in. Voor sterk apolaire en persistente stoffen als DDT en zijn derivaten is aangetoond dat de mobiliteit geheel gedomineerd wordt door de aanwezigheid van DOC in oplossing (Dolfing en Scheltens, 1999).

Vooral die maatregelen die het organisch stof gehalte in de bodem vergroten, verhogen de bindingscapaciteit van de bodem voor DDT en derivaten en verlagen daarmee de beschikbaarheid van deze stoffen. Maatregelen die bijvoorbeeld de pH beïnvloeden (bekalking) zullen de beschikbaarheid niet of nauwelijks verlagen. Wanneer inzaaien en beplanting resulteert in een verhoogde microbiële activiteit, dan zou dat wellicht de afbraak van deze persistente stoffen kunnen versnellen. Beplanten en fyto-remediatie levert niet veel resultaat omdat gewassen DDT en derivaten slechts in geringe mate opnemen.

Geraadpleegde literatuur

- Bal, D et al. 1995. Handboek Natuurdoeltypen in Nederland. Rapport IKC-Natuurbeheer nr. 11.IKC-LNV. 1997. Aan- en afvoerblansen van zware metalen van Nederlandse landbouwgronden. Rapport no. 28, IKC-LNV, Ede.
- Dolfing, J. & S.D. Scheltens. 1999. Facilitated transport in European soils from the Euro-soil project. Environ. Toxicol. Chem. 18:1417-1420.
- EC-LNV. 2001. Evaluatie meerjarenplan gewasbescherming Achtergronddocument. Eindevaluatie van de taakstelling over de periode 1990-2000. Rapport 2001/49. Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, EC-LNV, Ede, 149 p.
- Harmsen J., H. van der Sloot, H. Vonk and P.F.A.M. Römken. 2001. Discussion paper "Chemical measurement of bioavailability of contaminants in soil and soil like materials" ISO/TC190 Soil Quality, Paper N407-Bioavailability
- Japenga, J. 1999. Fytoremediering: klaar voor gebruik in Nederland? Rapport Programma Geïntegreerd Bodemonderzoek, no. 24, Wageningen.
- Leyval C., Joner E.J. (2001). Functional and application aspects of AM fungi in contaminated soils. LIMOS Laboratoire des Interactions Microorganismes-Minéraux-Matière Organique dans les Sols, CNRS, 17, rue N.D. des pauvres BP5, 54501 Vandœuvre-les-Nancy Cedex, France
- McBride, M.B. 1994. Environmental Chemistry of Soils. Oxford University Press. New York.
- Ministerie VROM Werkgroep Bodemsanering 1993. Saneren zonder Stagneren: eindrapport van de Werkgroep Bodemsanering, VROM.
- RIVM 1995. Achtergronden bij: Milieubalans 1995. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven. Uitgeverij Samsom H.D. Tjeenk Willink, Alphen ad Rijn.
- RIVM 2001. Milieucompendium 2001. <http://www.rivm.nl/milieucompendium/> RIVM-CBS.
- Osté, L.A., J. Dolfing, W.C. Ma, and Th.M. Lexmond. 2001. Cd uptake by earthworms as related to the availability in the soil and the intestine. Environ. Chem. Toxicol., 20(8): 1785-1791.
- Römken, P.F.A.M. & J. Dolfing. 1998. Effect of Calcium on the solubility and molecular size distribution of DOC and copper binding in soil solution samples. Environ. Sci. Technol., 32:363-369.

- Römkens, P.F.A.M., L.A. Bouwman & G.T. Boon. 1999. Effect of plant growth on copper solubility and speciation in soil solution samples. *Environmental Pollution*, 106:315-321.
- Römkens, P.F.A.M., J. Knoop, and W. Salomons. 1993. Trace metals in the environment: modelling of long term processes affecting mobility and bio-availability. RIVM report no. 711311001, 74 p.
- Römkens, P.F.A.M. en W. de Vries. 2000. Herziening LAC-signaalwaarden: op weg naar bodem-specifieke normen? *Bodem*, 11(3):104-106.
- Stevenson, F.J. 1994. *Humus Chemistry, genesis, composition, reactions*. John Wiley & Sons, New York.
- Vosátka, C. (2001) Examples of AMF application in degraded and contaminated soils. Institute of Botany, Academy of Sciences of the Czech Republic, 252 43 Prùhonice, Czech Republic.