



Baggergronden in Vlaanderen

Biobeschikbaarheid van Cd en Zn voor wilg, populier en maïs en een eerste risico-evaluatie

IBW Bb R 2002.001

November 2002



Bart Vandecasteele
Bruno De Vos
Carine Buysse

Colofon

Bart Vandecasteele, Bruno De Vos & Carine Buysse
Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer
Wetenschappelijke instelling van de Vlaamse Gemeenschap
Gaverstraat 4, 9500 Geraardsbergen
www.ibw.vlaanderen.be
email: bart.vandecasteele@lin.vlaanderen.be

Wijze van citeren: Vandecasteele, B., De Vos, B., Buysse, C., 2002. Baggergronden in Vlaanderen. Biobeschikbaarheid van Cd en Zn voor wilg, populier en maïs en een eerste risico-evaluatie. November 2002. IBW Bb R 2002.001. In opdracht van AWZ. Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer, Geraardsbergen.

Druk: Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, Departement L.I.N. A.A.D. afd. Logistiek – Digitale drukkerij

D/2003/3241/176

Trefwoorden: *Salix*, *Populus*, wilg, populier, vlier, baggerslib, Schelde, Leie, zware metalen, stortterrein, Menen

Keywords: *Salix*, *Populus*, elder, dredged sediment, Scheldt, Leie, landfills, Heavy metals

Deze studie werd uitgevoerd in opdracht van de Administratie Waterwegen en Zeewezen, Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap.

Wetenschappelijke Instelling van de
Vlaamse Gemeenschap



Instituut voor Bosbouw
en Wildbeheer



Baggergronden in Vlaanderen
**Biobeschikbaarheid van Cd en
Zn voor wilg, populier en maïs
en een eerste risico-evaluatie**

November 2002
IBW Bb R 2002.001

Bart Vandecasteele, Bruno De Vos en Carine Buysse

Studie uitgevoerd in opdracht van de Administratie Waterwegen en Zeewezen
Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap

inhoud

Samenvatting	1
Summary	5
Inleiding	7
HOOFDSTUK 1. OPNAME VAN CADMIUM EN ZINK DOOR SPONTAAN ONTWIKKELDE WILGEN EN VLIER OP VERONTREINIGDE BAGGERGRONDEN.....	10
1.1. INLEIDING	10
1.2. MATERIAAL EN METHODEN.....	12
1.2.1. Bemonstering van bomen en struiken	12
1.2.2. Chemische analyses	15
1.2.3. Statistiek	16
1.2.4. Evaluatie van de bladconcentraties	17
1.2.5. Strooiselafbraak	18
1.3. RESULTATEN EN DISCUSSIE	19
1.3.1. Standplaatskarakteristieken	19
1.3.2. Bladconcentraties in referentiesituaties	19
1.3.3. Variatie van de bladconcentraties op een baggergrond.....	21
1.3.4. De evolutie van de bladconcentraties over een groeiseizoen	22
1.3.5. Opname van Cd en Zn in de bladeren bij wilgen op baggergronden	23
1.3.6. Vlier	29
1.3.7. Relevantie van de resultaten voor zoetwaterschorren	29
1.4. BESLUITEN	30
HOOFDSTUK 2. CADMIUM- EN ZINKCONCENTRATIES IN POPULIER EN BLADHAANTJES OP VERONTREINIGDE BAGGERGRONDEN.....	32
2.1. INLEIDING	32
2.2. MATERIAAL EN METHODEN.....	33
2.2.1. Studiegebied	33
2.2.2. Bemonstering van bladeren, bladhaantjes en strooisel	36
2.2.3. Bodem- en bladanalyses en analyses van bladhaantjes.....	40
2.2.4. Statistiek	40
2.3. RESULTATEN.....	41
2.3.1. Referentiewaarden	41
2.3.2. Variantie.....	42
2.3.3. Evolutie van de bladconcentraties tijdens het groeiseizoen	45
2.3.4. Relatie tussen bodem- en bladconcentraties.....	45
2.3.5. Strooiselafbraak	48
2.3.6. Cd- en Zn-opname door bladhaantjes	49
2.4. DISCUSSIE	50
HOOFDSTUK 3. MAXIMUM TOELAATBARE CD-GEHALTEN IN DE BODEM VAN KALKRIJKE ALLUVIALE GRONDEN ONDER AKKERBOUW, GEBASEERD OP GEGEVENS VOOR MAÏS.....	53
3.1. INLEIDING	53
3.2. MATERIAAL EN METHODEN.....	54
3.2.1. bemonstering van bodem en planten	54
3.2.2. Blad- en bodemanalyses	55
3.2.3. Statistiek	56
3.3. RESULTATEN.....	57
3.4. DISCUSSIE	59
HOOFDSTUK 4. ECOLOGISCHE RISICO-EVALUATIE VOOR DE PROEFSITE VOOR BERGING VAN BAGGERSPECIE IN MENEN	63
4.1. INLEIDING	63
4.2. HISTORIEK	65
4.2.1. Aanleg en eerste opspuitingen op de proefsite	65
4.2.2. Latere opspuitingen	66
4.2.3. Huidige toestand.....	66

4.2.4. Potenties van de huidige situatie	67
4.3. BODEMKARAKTERISATIE VAN DE HUIDIGE TOESTAND	68
4.3.1. Toetsing van de verontreinigingsgraad van de bodem	68
4.3.2. Bodemeigenschappen voor de proefsite	70
4.4. BLOOTSTELLINGSEVALUATIE: RISICO'S VOOR VERSPREIDING VAN ZWARE METALEN	74
4.4.1. Verspreiding via uitspoeling en afspoeling	74
4.4.2. Bodemverzuring.....	76
4.4.3. Verspreiding via vegetatie en bodemorganismen	77
4.4.4. Biobeschikbaarheid van zware metalen in de minidepots	77
4.5. OVERZICHT VAN HET ONDERZOEK NAAR DE BIOBESCHIKBAARHEID VAN ZWARE METALEN.....	77
4.5.1. In situ bemonstering van de aanplantingen.....	78
4.5.2. Biobeschikbaarheid van organische polluenten voor regenwormen (potproef gedurende 32 dagen).....	81
4.5.3. Biobeschikbaarheid van organische polluenten voor regenwormen (potproef gedurende 105 dagen)	82
4.5.4. Biobeschikbaarheid van zware metalen voor wilg in een potproef.....	84
4.5.5. Biobeschikbaarheid van zware metalen voor muizen.....	86
4.6. EFFECTEN VAN ZWARE METALEN OP HET FUNCTIONEREN VAN HET ECOTOOP (EFFECTENEVALUATIE).....	87
4.6.1. Potproef met wilg gedurende 120 dagen	87
4.6.2. Potproef met regenwormen gedurende 32 dagen	88
4.6.3. Potproef met regenwormen gedurende 105 dagen	89
4.6.4. Strooisel en pissebedden.....	90
4.7. ECOLOGISCHE RISICO-EVALUATIE.....	92
4.7.1. Resultaten van een vergelijking van de biobeschikbaarheid voor 3 terreinen (Mertens et al., 2001).....	93
4.7.2. risico-evaluatie voor Steenuil: evalueren van het ruimtelijk patroon van de verontreiniging	93
4.7.2.1. Beschrijving van het model.....	93
4.7.2.2. Bruikbaarheid van het model	94
4.7.2.3. Parameters	95
4.7.2.4. Toepassing van het model voor de proefsite in Menen.....	97
4.7.3. Risico's van bodemontwikkeling.....	99
4.8. RISICO-BEPERKING, BEHEER EN INRICHTING	100
4.8.1. Milderende maatregelen	100
4.8.2. Beperkingen voor recreatie	100
4.8.3. Opvolging van de dynamiek van de bodemprocessen en andere onbekenden.....	101
4.8.4. Inrichting.....	101
4.9. BESLUITEN	104
Bijlage 1. Overleving, groei en opname van MO door <i>L. terrestris</i> in een baggersubstraat (32 dagen)	106
Bijlage 2. Potproef met wilgenstekken gedurende 120 dagen.....	108
Referenties	115
Afkortingen	123
Begrippen.....	123

Samenvatting

In **hoofdstuk 1** worden de resultaten voorgesteld van onderzoek naar de opname van zware metalen door wilgen en vlier op verontreinigde baggergronden. De studie bleef beperkt tot een aantal stortterreinen van onderhoudsbaggerspecie. Wilgen en vlier koloniseren baggergronden en worden regelmatig aangetroffen op substraten verontreinigd met zware metalen. De bladconcentraties aan Cd en Zn in 4 wilgensoorten werden op verschillende terreinen onderzocht. De zware metaalconcentraties in de bodems van de baggergronden waren hoger dan de achtergrondswaarden voor Vlaanderen. Om de bladgehalten te evalueren werden referentiegegevens verzameld voor bladgehalten in kwekerijen, jonge aanplantingen en niet-verontreinigde locaties met spontane wilgenvegetaties. Wilgen op verontreinigde baggergronden vertoonden verhoogde bladgehalten aan Cd en Zn (> 6.6 mg Cd/kg DS and > 700 mg Zn/kg DS). Dit was echter niet het geval voor vlier. Voor wilg werd er een significante relatie gevonden tussen totale Cd- en Zn-concentraties in de bodem en Cd- en Zn-concentraties in de bladeren, onafhankelijk van leeftijd, kloon of soort. Er werd aangetoond dat wilgen goeie bio-indicatoren zijn. De resultaten waarschuwen voor een mogelijke bedreiging voor lange-termijn habitatontwikkeling van wilgenbossen door de transfer van Cd en Zn doorheen het voedselweb.

In **hoofdstuk 2** wordt dieper ingegaan op de opname van zware metalen door populier aangeplant op baggergronden. Bladconcentraties aan Cd en Zn bij populier aangeplant op baggergronden werden bestudeerd in veldomstandigheden. De reeks bestudeerde baggergronden is breder dan in hoofdstuk 1: naast stortterreinen voor onderhoudsbaggerspecie werden ook bodems verontreinigd door spontane sedimentatie bemonsterd. De geselecteerde locaties varieerden in bodemeigenschappen en kenmerken van de aanplanting. Referentiegegevens voor de bladconcentraties waren afkomstig van staalnames in een kwekerij. Zelfs in referentieomstandigheden werd er een grote variatie in bladconcentraties vastgesteld, met relatieve standaarddeviaties van ongeveer 15%. De bladconcentraties aan Cd en Zn bij populier op baggergronden namen toe tijdens het groeiseizoen. De accumulatie was merkkelijk sneller op verontreinigde baggergronden dan in referentiesituaties. Er werden bij populieren op verontreinigde baggergronden verhoogde en afwijkende bladconcentraties aan Cd en Zn (> 7.5 mg Cd/kg DS en 320 mg Zn/kg DS) vastgesteld. Een dunne, niet-gecontamineerde afdeklaag had geen invloed op de bladconcentraties. Onafhankelijk van de standplaatseigenschappen, kloon en leeftijd van de populier werd er een significante positieve relatie gevonden tussen bodem- en bladconcentraties voor Zn en in mindere mate voor Cd. De bioconcentratie-factoren (BCFs) voor Cd en Zn waren hoger dan 1 in referentiesituaties maar meestal lager dan 1 bij verontreinigde baggergronden. De Cd:Zn-verhouding was in de bladeren gemiddeld dubbel zo hoog als in de bodem. Bladhaantjes vertoonden normale lichaamsconcentraties voor Zn, maar hogere Cd-concentraties dan in referentiesituaties. De BCFs voor bladhaantjes waren lager dan 1 op baggergronden. De gevonden bladconcentraties wijzen op een mogelijk risico voor de lange-termijn ontwikkeling van aanplantingen van populier. Deze conclusie werd bevestigd door hogere Cd-concentraties in bladhaantjes bij populieren met afwijkende bladconcentraties voor Cd. Daarentegen werd de strooiselafbraak als normaal geëvalueerd.

In **hoofdstuk 3** worden de resultaten voorgesteld van een inventarisatieproject waarbij maïs bemonsterd werd op alluviale bodems en baggergronden met uiteenlopende graad van verontreiniging. De verzamelde gegevens worden gebruikt voor het bepalen van een maximum toelaatbare Cd-concentratie in de bodems van alluviale gebieden voor akkerbouw. Zowel voor Cd als voor Zn werd er een duidelijke positieve, lineaire relatie tussen bodem- en bladconcentraties vastgesteld. Niettegenstaande er vrij hoge Cd-concentraties in de bladeren van maïs gemeten werden, die tot 10 keer hoger lagen dan de norm voor Cd in

voedergewassen, werden er geen directe toxische effecten van de bodemverontreiniging op de maïsplanten geobserveerd. De resultaten tonen aan dat wettelijke Cd-normen voor groenvoerders met een grote waarschijnlijkheid niet overschreden worden als de Cd-concentraties in de bovenste bodemhorizont de huidige VLAREBO-normen voor landbouwbodems niet overschrijden. Daarentegen leiden bodemconcentraties in baggergronden hoger dan 7 mg Cd/kg droge bodem met een hoge waarschijnlijkheid (50 % kans op overschrijding) tot concentraties in het groenvoeder hoger dan de wettelijke norm. Bladstalen die halfweg augustus verzameld werden, laten toe om de bladconcentraties bij de oogst te beoordelen. Dit betekent dat reeds in augustus beslist kan worden of een bepaalde akker met verhoogde bodemconcentraties al dan niet kan geoogst worden om als groenvoeder gebruikt te worden. In een ruimere context kan men zich echter afvragen of verontreinigde baggergronden zonder efficiënte afdeklaag wel voor akkerbouw gebruikt kunnen worden.

Er werd een risico-evaluatie opgemaakt voor een proefsite in Menen met verschillende kleine depots opgevuld met verontreinigde baggerspecie (**Hoofdstuk 4**). Het gaat hier dus niet om een preventieve risico-evaluatie in het kader van het opstellen van normen, maar om de evaluatie van een bestaande situatie (site-specifieke evaluatie). De vegetatie is een belangrijke schakel in het bepalen van de biobeschikbaarheid via bladeren en strooisel, waarbij er gericht kan ingegrepen worden door een verantwoorde boomsoortenkeuze. Bovendien is er ook een risico van secundaire vergiftiging. Deze tweede schakel wordt gekenmerkt door een grote onzekerheid. Voor de site in Menen wordt het ecologisch risico voor secundaire vergiftiging voor hogere schakels in de voedselketen eerder laag ingeschat, o.a. als gevolg van de eerder kleine oppervlakte van de depots waarin verontreinigde baggerspecie gestort werd t.o.v. de totale oppervlakte van de proefsite, en de beperkte oppervlakte van de gehele proefsite. Bodemverzuring is een belangrijke potentieel risico dat kan resulteren in een verhoogde biobeschikbaarheid op dit terrein, maar het voorspellen van de snelheid van dit proces is zeer moeilijk. Zolang via een regelmatige opvolging van bodem- en vegetatieontwikkeling aangetoond kan worden dat duidelijke negatieve effecten voor planten en dieren uitblijven, kan de huidige situatie gehandhaafd blijven. Naar inrichting van de proefsite wordt er voorgesteld om de meest verontreinigde depots af te sluiten voor recreanten en verder als onderzoeksite te benutten. De minder verontreinigde depots moeten via een struikengordel van de recreanten afgescheiden worden en aan een hakhoutbeheer onderworpen worden. De minidepots kunnen verder als kleine moerassen behouden blijven.

De huidige stand van het onderzoek kan als volgt geschetst worden: Baggergronden zijn ontstaan door de aanleg van baggerspeciéstorten of door spontane sedimentatieprocessen. De baggergronden langs de bevaarbare waterlopen in Vlaanderen zijn sterk verontreinigd met zware metalen. Bij het onderzoek naar de biobeschikbaarheid van zware metalen voor planten en bodemorganismen (de lagere schakels in de voedselketen) wordt er steeds vastgesteld dat de hogere concentraties in het slibsubstraat resulteren in hogere concentraties in het bestudeerde compartiment t.o.v. referentiewaarden. Deze concentraties zijn echter niet van deze grootte-orde dat ze leiden tot duidelijk aanwijsbare toxische effecten. Naast de lage kans op acute toxiciteit bij de planten en bodemorganismen in direct contact met deze verontreinigde bodems, en de grote onzekerheid bij het voorspellen van risico's voor secundaire vergiftiging is er ook een nood aan een duidelijk referentiekader naar wat verwacht wordt bij het bepalen van effecten en risico's. Baggergronden hebben duidelijk afwijkende eigenschappen t.o.v. alluviale bodems, o.a. door hun hoge gehalten aan polluenten en nutriënten. Wanneer er verwacht wordt (maximaal scenario) dat deze baggergronden op dezelfde manier functioneren als normale alluviale bodems o.a. naar biodiversiteit toe, dan zal deze voorwaarde in veel gevallen niet voldaan zijn. Ingerepen om problemen met baggergronden in kwetsbare gebieden aan te pakken zijn meestal niet gewenst vanwege de hoge kostprijs en de het drastische karakter van deze ingrepen. Als er daarentegen vooropgesteld wordt dat deze verontreinigde locaties als onderdeel van een groter gebied het functioneren van het grotere geheel niet mogen verhinderen, dan kunnen deze terreinen mits een beheer gericht op risicobeperking zeker ingepast worden. Er is echter nog nood aan bijkomend onderzoek naar de invloed van verschillende beheersscenario's, o.a. vernatting, op de biobeschikbaarheid van polluenten en de dynamiek van bodemprocessen (vooral bodemverzuring) op baggergronden. Het toekomstig onderzoek dient zich dan ook toe te spitsen op het beheer van verontreinigde baggergronden in functie van risicobeperking.

Summary

Salix species (willows) and *Sambucus nigra* L. (elder) naturally invade dredged sediment landfills and are commonly encountered on substrates contaminated with heavy metals. In chapter 1, foliar concentrations of Cd and Zn in 4 *Salix* species and elder were explored in the field. Metal contents in dredged sediment derived soils were elevated compared to baseline concentration levels reported for Flanders. To evaluate foliar concentrations, reference data were compiled from observations in nurseries, young plantations and unpolluted sites with volunteer willow vegetation. Willows grown on polluted dredged sediment landfills showed elevated foliar Cd and Zn concentrations (> 6.6 mg Cd/kg DW and > 700 mg Zn/kg DW). This was not the case for elder. For willow, a significant relation was found between soil total Zn or Cd and foliar Zn or Cd, regardless of age, species or clone. Willows proved to be useful bioindicators. Results indicated a possible threat in long-term habitat development of willow brushwood from transfer of Cd and Zn to the food web.

In chapter 2, foliar Cd and Zn concentrations of hybrid poplars commonly planted on sediment-derived soils were assessed in field circumstances. Selected sites covered a range of soil types and plantation characteristics. Reference data for foliar concentrations were established from samples taken in a tree-nursery. Even in the reference situation a large variation in foliar Cd and Zn concentrations was observed, with relative standard deviations in the order of 15%. Foliar concentrations of Cd and Zn in poplars growing on sediment-derived soils increased during the growing season. The accumulation rate was markedly higher on polluted sediment-derived soils than in the reference situation. Poplars grown on polluted sediment derived soils showed elevated and deviating foliar Cd and Zn concentrations (> 7.5 mg Cd/kg DS and 320 mg Zn/kg DS). A thin unpolluted covering layer did not influence foliar concentrations. Regardless of site characteristics, poplar age, species or clone, a significant positive relation was found between soil and foliar concentration for Zn and to a lesser extent for Cd. Bioconcentration factors (BCFs) for Cd and Zn were higher than one in baseline situations, but mostly lower than one on polluted sediment-derived soils. Cd:Zn ratio was on the average twice as high as in the soil. Leaf beetles showed normal body concentrations for Zn, but higher Cd concentrations than in reference situations. BCFs were lower than one on sediment-derived soils. Foliar results indicated a possible threat in long-term habitat development of poplar plantations. This conclusion was confirmed by the

significant higher Cd concentrations in leaf beetles grown on poplars with deviant foliar concentrations. However, litter decomposition rates were generally evaluated as normal.

In chapter 3, results of a survey of foliar Cd and Zn concentrations were presented for *Zea mays* grown on alluvial and sediment-derived soils with variable degree of soil pollution. The collected data were applied for determining permissible levels of Cd in alluvial soils for agriculture in general and maize cropping in particular. Both for Cd and Zn a distinct positive linear relation was found between soil and foliar concentrations. No direct toxic effects for maize were observed despite the high foliar Cd concentrations measured, sometimes exceeding tenfold the public health standards for animal feed. Results demonstrate that health standards are not exceeded with a relatively high probability when soil concentrations in the upper horizons do not exceed the Flemish soil sanitation standards for agricultural land-use. On the other hand, Cd concentrations in alluvial soils with more than 7 mg Cd/kg dry soil result with a 50% probability in exceeding the public health standards for feedstuffs. Foliar samples taken in August allow for prediction of foliar concentrations at harvest and can thus assist in decision support for risk assessment of harvesting maize on polluted soils.

A site-specific ecological risk assessment was executed for a dredged sediment landfill site designed for research on vegetation establishment on dredged sediments shortly after landfilling (Chapter 4). Research on bioavailability of heavy metals for plants and soil organisms (the lower levels in the food chain) clearly demonstrate that higher concentrations in the sediment-derived soil result in higher concentrations in the studied organisms. However, these elevated concentrations in the organisms did not result in clearly detectable toxic effects. Potential threats might only be observed on a longer term. Vegetation was found to have a large impact on bioavailability through leaves and litter. An appropriate tree choice is a possible measure to reduce the bioavailability of heavy metals on dredged sediment landfills. Besides the low probability of acute or chronic toxicity for plants and soil organisms in direct contact with the polluted substrate, a large uncertainty is involved with the risk assessment for secondary poisoning. There is a clear need for a frame of reference for nature management in polluted areas. Due to the relatively small area and the heterogeneity of the soil pollution, ecological risks were calculated to be low for the experimental site.

Inleiding

Sinds er scheepvaart op de Vlaamse waterlopen plaatsvond, werden deze waterlopen regelmatig gebaggerd. Het gebaggerde materiaal werd gebruikt om oude rivierarmen of kleiputten op te vullen of om laaggelegen, 'waterzieke' terreinen op te hogen. Opgehoogde terreinen hadden voor de landbouw een hogere gebruikswaarde: niet alleen was het slib een vruchtbaar substraat, het hoger gelegen perceel was ook minder onderhevig aan hoge waterstanden tijdens de winter. Hoofdzaak bij baggerwerken was evenwel het bevaarbaar houden van de waterweg, waar het slib terecht kwam was van minder belang. De laatste jaren echter werd vastgesteld dat het sediment van onze waterlopen de verontreiniging uit het water vastlegt. Wanneer het baggerslib aan land gebracht wordt, betekent dit een verplaatsing van de verontreiniging. Baggerslib, vroeger een nuttig bruikbaar materiaal, werd een afvalstof, dat op steeds minder plaatsen kon en kan gestort worden. Ook het wettelijk kader voor het storten van baggerslib werd en wordt steeds strenger. Het besef groeide dat een stortplaats voor baggerslib een permanente wijziging van het landschap met zich meebracht, een wijziging die ook gevolgen kon hebben voor het milieu.

Veel oude baggergronden zijn ondertussen terug in gebruik genomen als akker- of weiland, op andere terreinen ontwikkelden zich spontaan bossen en natte ruigtes of werden bomen aangeplant. In het eerste geval kunnen er zich bepaalde toxicologische risico's voor de voedselketen voordoen, maar ook de mogelijke pollutiestromen in bosesystemen moeten bestudeerd worden.

Een groot deel van de baggerwerken in onze waterlopen wordt tegenwoordig uitgesteld of tot het hoogst noodzakelijke beperkt omdat er geen geschikte locaties beschikbaar zijn om het baggerslib te bergen. Vroeger was het vinden van een stortlocatie minder belangrijk, nu is het de beperkende factor geworden. Vanuit de huidige problematiek leek het aangewezen om onderzoek te verrichten naar de omvang, de verontreinigingstoestand en de impact op de omgeving van vroeger opgespoten terreinen. Sinds 1997 werkt het Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer (IBW) aan een inventaris van baggergronden langs de bevaarbare waterlopen. Dit onderzoek gebeurt in opdracht van de Administratie Waterwegen en Zeewezen (AWZ). De baggergronden worden gescreend door het nemen van bodem- en bladstalen. Zo kan de verontreiniging en de biobeschikbaarheid per stortterrein bepaald worden en kan het huidige landgebruik in het kader van de bestaande normen geëvalueerd worden.

Binnen de context van dit project wordt er een eigen definitie voor het begrip 'baggergrond' gebruikt. Deze definitie laat toe een duidelijker beeld te geven van wat er binnen dit project onderzocht wordt. Een baggergrond is een terrein dat met een laag sediment afkomstig uit waterlopen werd opgehoogd. Dit sediment kan zowel hydraulisch als mechanisch aan land gebracht zijn of werd spontaan door de rivier afgezet bij overstromingen, en het materiaal bestaat hoofdzakelijk uit een minerale fractie. Na enig tijd vertoont het aan land geborgen sediment eigenschappen gelijkaardige aan een bodem en wordt het onderhevig aan een zekere profielontwikkeling. Baggergronden krijgen een nabestemming die niet wezenlijk met de aanwezigheid van de waterloop en de bijhorende wegeninfrastructuur verbonden is. Materiaal afkomstig uit rivieren dat gebruikt werd om dijken, trekwegen, bruggen of vergelijkbare infrastructuur aan te leggen en dat zodoende nog tot het geheel van de waterweg behoort, wordt niet als baggergrond gezien. Uit de definitie volgt ook dat opgevulde rivierarmen die na het opvullen een andere functie gekregen hebben, eveneens als baggergrond beschouwd worden.

Een baggergrond leidt tot een terrestrische bodem, die evenwel aan waterverzadiging onderhevig kan zijn. Slib dat binnen eenzelfde waterloop geherlokaliseerd werd, of dat naar andere wateroppervlakten getransporteerd werd (onderwaterberging in vijvers of onderwatercellen), wordt niet als baggergrond gezien.

Een baggergrond werd dus opgehoogd met onderhoudsbaggerspecie, afkomstig van werken vereist om de bevaarbaarheid van waterlopen te garanderen. Bij grote ingrepen aan de waterloop (zoals een rechtbrekking of een verbreding) wordt ook heel wat puur bodemmateriaal verwijderd dat als infrastructuurspecie omschreven wordt. Deze grote ingrepen kunnen opgedeeld worden in 2 groepen, nl. nieuwe uitgravingen en werken aan bestaande waterlopen. Bij nieuwe uitgravingen, zoals bijv. het afsnijden van een rivierarm, wordt enkel puur bodemmateriaal uitgegraven en dit materiaal wordt meestal landgeborgen door opspuitingen. Bij werken aan bestaande waterlopen zoals bij de verbreding van een bestaande waterloop is de situatie anders. Hier werd puur bodemmateriaal vermengd met het sediment en eventueel ook alluviale afzettingen van de oude waterloop. In dit geval bevatte de infrastructuurbaggerspecie ook een hoeveelheid 'onderhoudsbaggerspecie'. Het onderscheid tussen onderhoudsbaggerwerken en infrastructuurwerken aan bestaande waterlopen wordt hierdoor minder duidelijk.

In dit rapport worden resultaten voorgesteld van onderzoek naar de biobeschikbaarheid van zware metalen voor wilg, populier en maïs op baggergronden. Daarnaast wordt er ook een ecologische risico-evaluatie uitgevoerd voor de proefsite in Menen. Deze site bestaat uit een aantal depots met baggerspecie en werd aangelegd om onderzoek te verrichten naar de mogelijkheden voor het bebossen van baggerspecie.

Hoofdstuk 1. Opname van cadmium en zink door spontaan ontwikkelde wilgen en vlier op verontreinigde baggergronden

1.1. Inleiding

Langs de Leie en de Schelde zijn veel gebieden beïnvloed door de aanleg van baggergronden. Bij meer dan 425 ha baggergronden werd bodemverontreiniging met één of meerdere zware metalen vastgesteld (Vandecasteele et al., 2002a, Vandecasteele et al., 2000). De opname van zware metalen door de vegetatie die zich ontwikkelt op deze baggergronden kan een probleem vormen. Op basis van DTPA-extracties (extracties met diethyleen-triaminepenta-acetaat) werd besloten dat Zn, Cd en Cu in een aantal baggergronden langs waterlopen in Vlaanderen zeer plantbeschikbaar is (Singh et al., 1998). Verhoogde concentraties aan zware metalen in het poriënwater van baggergronden wezen eveneens op een verhoogde plantbeschikbaarheid van zware metalen (Tack et al., 1998). Daarentegen werd berekend dat de uitspoeling en migratie van zware metalen uit kalkrijke baggergronden naar het grondwater op lange termijn zeer gering is (Tack et al., 1999). Zowel habitatontwikkeling als landbouw op verontreinigde baggergronden kan als onverantwoord beschouwd worden (Gambrell & Patrick, 1988), alhoewel ecosystemen zich beginnen te ontwikkelen eens het opspuiten van de baggergrond beëindigd wordt. Op baggergronden met spontaan ontwikkelde begroeiing worden vooral wilgen (*Salix* spp.) en vlier (*Sambucus nigra* L.) aangetroffen.

In een eerste poging tot risico-evaluatie werd vooral onderzoek verricht naar het bodemcompartiment. Tack et al. (1996) toonden aan dat de oplosbaarheid van Cd, Cu, Pb en Zn sterk stegen in functie van een dalende pH in een geoxideerde omgeving ten opzichte van de gereduceerde toestand. Onderzoek rond het bebossen van kalkrijke baggergronden spitste zich eerst toe op pionierboomsoorten zoals wilg en populier, vooral vanuit het oogpunt van biomassa-productie, fytoextractie en fyto-remediatie (Vervaeke et al., 2001). Zowel wilg als populier hebben een hoge potentie voor fyto-remediatie vanwege hun hoge biomassa-productie en relatief hoge Cd-bioaccumulatie (Robinson et al., 2000). In deze context werden vooral aangeplante *Salix fragilis*-clonen onderzocht (De Vos, 1994; Vervaeke et al., 2001, Mertens et al., 2001; Luyssaert et al., 2001). Op een baggergrond langs de Leie stelden Mertens et al. (2001) verhoogde concentraties aan Cd en Zn in bladeren van *Salix fragilis* (kraakwilg) en

hoge Cd-concentraties in kleine zoogdieren vast. Zij besloten dat ecosysteemontwikkeling op baggergronden goed overwogen moet worden. Bladanalyses toonden aan dat *Salix fragilis* en *Salix triandra* aangeplant op een baggergrond over voldoende nutriënten beschikten om optimale groei toe te laten (Vervaeke et al., 2001).

Analyses van zware metalen in bomen en struiken spitsen zich voornamelijk toe op de bladeren vanwege het belang voor de voedselketen en de kringloop van elementen via de strooisellaag (Nissen & Lepp, 1997). Luysaert (2001) maakte een overzicht van literatuur over analyses van wortel-, hout-, schors-, knop- en bladmonsters bij onderzoek naar verontreiniging en besloot dat gerichte bladanalyse de meest gebruikte benadering was. De opname van zware metalen uit bodems is vooral een probleem voor Cd en Zn, terwijl Pb, Cu en Ni eerder immobiel zijn in de bodem (Labrecque et al., 1994; Punshon, 1996; Nissen & Lepp, 1997; Watson et al., 1999). In tegenstelling tot Cd vormt Zn een essentiële micronutriënt voor planten en dieren. Zowel voor Cd in *S. fragilis* (Luysaert et al., 2001) als voor Cd en Zn in *S. viminalis* (katwilg) (Sander & Ericsson, 1998) werden hogere gehalten gevonden in de bladeren van het onderste deel van de boom of struik. De opname van Cd kan ook vanuit de diepere bodemhorizonten gebeuren, vooral tijdens drogere periodes (Ericsson & Ledin, 1999). Edwards et al. (1998) besloten dat in situ bemonstering van organismen als onderdeel van een passieve biomonitoring veel meer bruikbare resultaten oplevert dan actieve monitoring aan de hand van laboproeven onder sterk gecontroleerde omstandigheden. Risico-evaluatie zou moeten gebaseerd zijn op de analyse van biota aangezien concentraties in organismen de biobeschikbare hoeveelheid van pollutanten aantonen geïntegreerd over tijd, ruimte en over verschillende fasen (Mertens et al., 2001).

Twee evaluatiecriteria kunnen gebruikt worden voor de bladconcentraties, nl. de toxiciteit voor de plant zelf, en de relatieve biobeschikbaarheid van zware metalen voor hogere trofische niveaus. De negatieve effecten van zware metalen op wilgen zijn zeer divers. Pollutie veroorzaakt stress die onder andere tot uiting komt door een verminderde capaciteit voor herstel na sterke insectenvraat (Zvereva & Kozlov, 2001). Hoge gehalten aan zware metalen in de bodemoplossing kunnen leiden tot inhibitie van wortelgroei en –ontwikkeling (Punshon, 1996). Zn is eerder toxisch voor planten, terwijl Cd eerder toxisch is voor dieren. Bij het beoordelen van de Cd-concentraties in bladeren moet er dus rekening gehouden worden met het feit dat concentraties die mogelijks niet toxisch zijn voor planten wel toxisch kunnen zijn voor organismen die zich voeden met de bladeren. Voor de groep van de

strooiselorganismen zijn er vooral gegevens beschikbaar voor pissebedden, één van de meest onderzochte diergroepen in de ecotoxicologie (Drobne, 1997).

De rapportering van bladconcentraties kan zowel op droge as-basis (DA) als op droge stof-basis (DS) gebeuren. Droge stof als gewichtsbasis laat toe om verschillen in vochtgehalte te vermijden door alle stalen eerst op een bepaalde temperatuur (hier: 40 °C) te drogen. Droge as laat ook toe om groeiverschillen tussen de bemonsterde bomen (bij bemonstering op verschillende tijdstippen tijdens het groeiseizoen of door minder gunstige groeiomstandigheden) uit te schakelen bij de interpretatie van bladgehalten door het organische deel te oxideren bij hoge temperaturen (hier: 500 °C). Het gebruik van droge as heeft verschillende voordelen (Claussen, 1990; Luysaert, 2001): (1) een reductie van de relatieve standaarddeviatie (RSD), (2) de verhouding kg DS t.o.v. kg DA kan beschouwd worden als een correctiefactor voor de verdunning van de nutriënten en zware metalen als gevolg van de groei, (3) de Cd-concentratie is minder afhankelijk van de bemonsteringshoogte in de boom bij het gebruik van DA en (4) DA is een betere referentie voor de evaluatie van concentraties in strooiselonderzoek. Claussen (1990) vond een daling van de RSD van 2% bij gebruik van DA. Luysaert (2001) rapporteerde een afname van de RSD van 26 tot 19% in de bladconcentraties aan Cd bij het gebruik van DA in plaats van DS als referentiebasis voor 292 bladstalen van een kraakwilg.

De Cd en Zn-opname in spontane wilgen en vlier op baggergronden wordt bestudeerd in dit hoofdstuk. Bladconcentraties op baggergronden worden vergeleken met referentiestalen afkomstig van verschillende niet-verontreinigde locaties. De chemische bodemeigenschappen van baggergronden met spontane wilgenbegroeiing werden vergeleken voor 3 soorten wilgen.

1.2. Materiaal en methoden

1.2.1. Bemonstering van bomen en struiken

De standaard-bemonstering spitste zich toe op individuele bomen en struiken. Ten minste 4 takken afkomstig van verschillende hoogtes en posities in de kroon werden bemonsterd. Om voldoende bladmateriaal te verzamelen in kwekerijen en jonge aanplantingen werd een vast aantal bladeren per boom verzameld en gemengd per experimentele blok. Voor alle bomen en struiken kan gesteld worden dat de bemonsterde

individuen zeer heterogeen zijn in leeftijd en kroonvorm. De bladstalen werden verzameld in de tweede helft van augustus. Om de opname van zware metalen over een groeiseizoen te kunnen evalueren, werden op één locatie met een driewekelijks interval bladstalen per boom verzameld tussen juni en oktober. We besloten niet de methode te gebruiken zoals voorgesteld door UN/ECE-EC (1998), die inhoudt dat zonnebladeren verzameld worden op 2/3 van de totale kroonhoogte. Volgens Luyssaert et al. (2001) levert deze staalnamestrategie een afwijkende schatting op van het gemiddelde Cd-gehalte in de kruin van *Salix fragilis* op een verontreinigde baggergrond.

De bladeren werden verzameld door middel van een grote katapult (Mathias, 2001) voor hogere bomen (> 10 m) of met een uitschuifbare stokzaag voor bomen lager dan 10 m (Blair, 1995). Ongeveer 2000 cm³ bladmateriaal werd per boom verzameld. Stof op de bladeren werd verwijderd, maar de bladeren werden niet gewassen. De stalen werden gedroogd gedurende 7 dagen bij 40 °C, mechanisch gemalen (Pulverisette 14, Fritsch, Idar-Oberstein, Germany) en bewaard in bruine glazen flesjes tot de analyses uitgevoerd werden. Bemonsteringen en frequentie van bemonstering werd aangepast in functie van de doelstelling zoals aangegeven in Tabel 1.1.

Tabel 1.1. Bladstaalnamestrategieën voor verschillende doelstellingen van deze studie

Doel staalname	bemonsterd object	staalname-eenheid
invloed standplaats bij referenties	jonge aanplantingen	1 sample per experimental plot
invloed kloon bij referenties	kwekerij Grimminge	3 bomen per kloon bemonsterd
blad referentiesituaties	kwekerijen in Vlaanderen	individuele bomen
blad referentiesituaties	Baggergronden Leie & Schelde	individuele bomen
wilgen op baggergronden	Baggergronden Leie & Schelde	4 bomen individueel bemonsterd
vlier op baggergronden	Baggergronden Leie & Schelde	individuele struiken
referenties voor vlier	Alluvium Leie en Schelde	individuele struiken
temporele variantie	Baggergronden Leie & Schelde	1 boom, 3 of 4 jaar bemonsterd
evolutie over het groeiseizoen	Baggergronden Leie & Schelde	1 boom op verschillende tijdstippen

Om de variabiliteit bij de bemonstering te kunnen bepalen, werden 4 bomen of struiken van dezelfde soort en ongeveer dezelfde leeftijd in een cirkel met diameter 15 m afzonderlijk bemonsterd. Het gebruik van herhalingen laat toe de locatiespecifieke concentratie en de variabiliteit daarvan te bepalen.

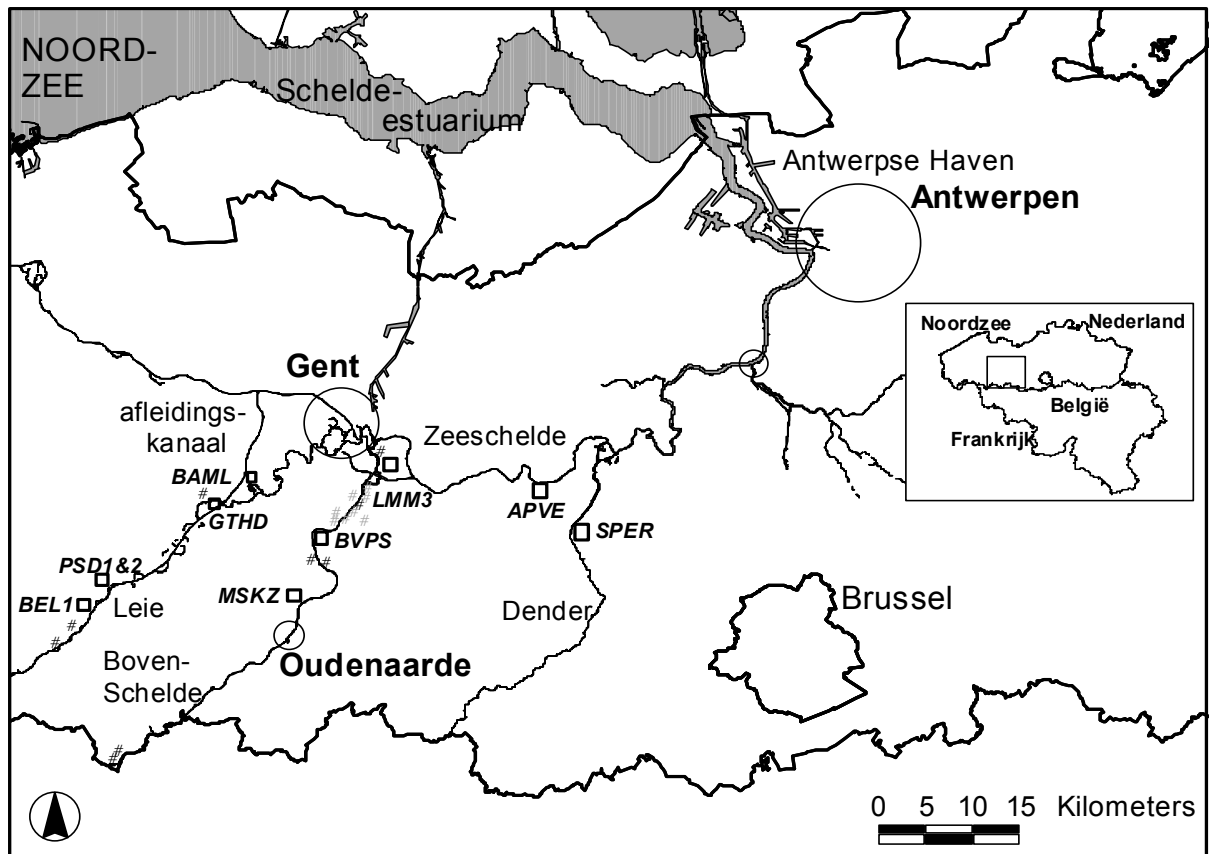


Fig. 1.1. Studiegebied met aanduiding van de baggergronden waar wilgen (vierkant) en vlier (zwarte punten) bemonsterd werden. De referentielocaties voor vlier worden met grijze punten aangeduid.

De bemonsterde locaties worden aangegeven op Fig. 1.1 en de bodemeigenschappen van de locaties worden samengevat in Tabel 1.2. Concentraties aan zware metalen in de baggergronden waren onderling sterk gecorreleerd en waren duidelijk hoger dan de normale bodemconcentraties in Vlaanderen (90 % percentielwaarden tussen 0.6 – 2; 37 – 77 en 56 – 100 mg/kg voor Cd, Cr en Zn, respectievelijk; Tack et al., 1997). Baggergronden zijn meestal ook verontreinigd met PAKs, PCBs en pesticideresidues, maar systematische gegevens zijn niet beschikbaar.

Tabel 1.2. Bodemeigenschappen van de bemonsterde baggergronden. Bodemconcentraties aan zware metalen werden bepaald na *aqua regia*-extractie.

Code	Soort	Spontaan	Cd bodem	Cr bodem	Zn bodem	klei (%)	CaCO ₃ (%)	OC (%)
LMM3	<i>S. alba</i>	nee	13.8 (1.1)	1134 (2)	1766 (118)	19 (3)	6.2 (2.3)	3.1 (1.2)
BVPS	<i>S. cinerea</i>	ja	10.7 (0.6)	374 (11)	858 (33)	33 (2)	9.9 (0.3)	4.1 (0.3)
MSKZ	<i>S. alba</i>	ja	6.0	184	397	16	6.4	1.4
BEL1	<i>S. alba, S. viminalis</i>	ja	13.9	258	1622	37	7.7	6.2
PSD1	<i>S. alba, S. viminalis</i>	ja	6.8	164	841	24	7.1	2.7
PSD2	<i>S. alba</i>	ja	3.7	132	1050	36	4.4	5.4
GTHD	<i>S. cinerea</i>	ja	18.1 (1.2)	387 (23)	2044 (157)	52 (5)	7.9 (0.7)	4.2 (0.4)
BAML	<i>S. viminalis</i>	nee	11.6 (1.1)	251 (13)	1456 (57)	37 (4)	6.8 (0)	4.6 (0.6)
SPER	<i>S. caprea</i>	ja	5.7	62	1989	32	2.3	3.1
APVE	<i>S. alba</i>	nee	1.1 (0.1)	100 (23)	470 (58)	33 (9)	5.8 (1.7)	3.5 (0.8)

De baggergrond LMM3 is afgedekt met een niet-gecontamineerde afdeklaag met een dikte van 60 cm. Deze baggergrond werd geselecteerd om te bepalen of een dunne, voedselarme afdeklaag boven een verontreinigde sliblaag resulteert in normale bladgehalten in vergelijking met baggergronden zonder afdeklaag. Een volgroeide populier (diameter op borsthoogte (Dbh) = 133 cm) werd bemonsterd met drie onafhankelijke herhalingen om de variabiliteit van de staalname binnen één boom te bepalen. De Cd-concentratie was 10.5 ± 1.0 mg/kg DS en de Zn-concentratie bedroeg 651 ± 139 mg/kg DS.

1.2.2. Chemische analyses

De verhouding droge as t.o.v. droge stof in bladeren (DA:DS verhouding) werd bepaald na het verassen in een moffeloven van ovengedroogd bladmateriaal. Het verassen gebeurde bij 550 °C met graduele opwarming en afkoeling gedurende 72 uur. Totale stikstof (N) in de bladeren werd bepaald met de Kjeldahl-methode (Van Ranst et al., 1999). Totale bladconcentraties aan Cd en Zn werden geëxtraheerd met HNO₃ (p.a. 65%) en H₂O₂ (ultrapur) in een 3:1 verhouding met destructie in een microgolfoven en gemeten met ICP-AES (Varian Liberty Series II, Varian, Palo Alto, CA). De destructie van de bladmonsters in de microgolfoven (Milestone 1200 MS Mega) gebeurde volgens het programma: 250 W (5 min.), 0 W (5 min.), 400 W (5 min.), 500 W (5 min.), 600 W (5 min.), ventilatie (10 min.). Kwaliteitscontrole was gebaseerd op een multi-element standaard (Merck 11355 ICP standard

IV), en externe bladstandaarden. De accuraatheid van de Cd- en Zn-meting werd gecontroleerd aan de hand van CRM 100 ('Beech leaves') en CRM 101 ('spruce needles'). De waarden bekomen in mg/kg DS waren voor Cd < 0.35 voor beide standaarden (gecertificeerde waarde: 0.34) , en voor Zn 75.5 en 44.8 (gecertificeerde waarde: 75.0 en 35.3). De waarden bekomen voor Cd en Zn in de vierde ICP-ringtest met 4 bladstalen weken telkens minder dan 20% en 5% af van de gemiddelde concentratie (Bartels, 2000).

De methoden gebruikt voor de bodemanalyses werden reeds vroeger uitgebreid beschreven (Vandecasteele et al., 2002a). Bodemgehalten aan Cd, Cr, Cu, Ni, Pb en Zn werden bepaald na *aqua regia*-extractie in een microgolfoven en gemeten met ICP-AES. Om de bodemvariabiliteit over korte afstand in te kunnen schatten, werden bemonsteringen met herhalingen uitgevoerd op bepaalde baggergronden. Op twee baggergronden werden telkens 4 bodemstalen verzameld binnen een cirkel met straal 2.5 m. De relatieve standaarddeviatie (RSD) was lager dan 10% voor P, S, N, CaCO₃, organische koolstof (OC), pH, klei- en leemgehalte en voor alle zware metalen behalve Cu met een RSD < 15%.

Tabel 1.3. Bodemeigenschappen van de referentielocaties (Bemonsterde diepte: 0-20 cm). De waarden tussen haakjes zijn de standaardafwijkingen

	Lichtervelde	Izegem	Grimminge	Andere kwekerijen
Klei (%)	22 (4)	11 (6)	15	5 - 12
Leem (%)	51 (9)	25 (13)	85	10 - 27
Zand (%)	27 (11)	64 (19)	5	63 - 81
P (g/kg DS)			0.7	0.9 - 1.3
N (g/kg DS)	2.8 (0.8)	0.97 (0.72)	1.1	0.9 - 1.8
Cd (mg/kg DS)	0.3	0.2	< 0.5	< 0.5
Zn (mg/kg DS)	47	93	112 (18)	7 - 33
OC (%)	3.5	1.0	1.1	1.1 - 2.6
pH-H ₂ O	7.0	7.0	6.3 (0.5)	5.0 - 7.7
EC (μS/cm)	69 (12)	52 (12)	64 (18)	79 - 131

1.2.3. Statistiek

Op baggergronden met te weinig wilgen van dezelfde soort binnen een bepaalde diameter werden enkel de bodemeigenschappen bepaald om de standplaatskarakteristieken voor de verschillende wilgensoorten te vergelijken. ANOVA werd gebruikt om de

standplaatskarakteristieken voor schietwilg, grauwe wilg en katwilg te gebruiken nadat de bodemeigenschappen getest werden voor normaliteit en homoscedasticiteit. Voor de meervoudige vergelijking van gemiddelden werd de methode van Sidak (Mathsoft, 1999) gebruikt met 95% betrouwbaarheidsintervallen. Voor de vergelijking van de jonge aanplantingen in Lichtervelde en Izegem, en voor de evaluatie van Cd- en Zn-concentraties in vlier werd de t-test gebruikt. Luysaert (2001) vond dat de Cd-gehalten in 292 bladstalen van één boom op een baggergrond de normale verdeling volgden. Het gebruik van droge stof (DS) en droge as (DA) als referentie voor bladconcentraties, en de temporele (tussen verschillende jaren) en de ruimtelijke (tussen verschillende bomen op eenzelfde locatie) variantie werd geëvalueerd aan de hand van de relatieve standaarddeviatie (RSD), ook gedefinieerd als de variatiecoëfficiënt. De bladconcentraties aan Cd, Zn, en N en de DA:DS verhouding voor de stalen die gedurende een groeiseizoen verzameld werden op de baggergrond BVPS werden vergeleken voor de factor ‘week’ en ‘boom’ met ANOVA (Mathsoft, 1999). De meervoudige vergelijking van gemiddelden werd uitgevoerd met de methode van Scheffé met 95% simultane betrouwbaarheidsintervallen (Mathsoft, 1999). Voor het bepalen van de relatie bodemconcentraties-bladconcentraties werd lineaire regressie gebruikt na visuele controle van de geldigheid van het gebruikte model (residuen vs. Fitted values-plot, Cook’s distance plot, Normal quantile plot).

1.2.4. Evaluatie van de bladconcentraties

Om de bladconcentraties op de baggergronden te evalueren, werd een referentiedataset gecompileerd met bladconcentraties van bomen die op niet-verontreinigde plaatsen groeien, namelijk bodems met concentraties beneden de achtergrondswaarden voor Vlaanderen volgens Tack et al. (1997). Normale, verhoogde en afwijkende bladconcentraties werden gedefinieerd op basis van de boxplot van de referentiegegevens. Er waren geen outliers in de boxplot. De spreiding tussen de minimum en de maximum waarde werd beschouwd als de normale spreiding van bladgehalten voor wilg in Vlaanderen. De verhoogde gehalten werden gedefinieerd als de maximum waarde verhoogd met drie keer de lengte van de boxplot (de interkwartiel waarde), en alle concentraties boven de bovengrens van de verhoogde waarden werden als afwijkend beschouwd. De waarden die op deze manier bekomen werden, worden in Tabel 1.4 gegeven.

Tabel 1.4. Cd- en Zn-concentraties in de bladeren van wilgen in referentiesituaties (n: aantal stalen). Voor locaties met meer dan één staal wordt de minimum-maximum-spreiding gegeven, met de gemiddelde waarde tussen haakjes

Locatie	Soort	n	Cd (mg/kg DS)	Zn (mg/kg DS)
kwekerij Allaert	<i>S. cinerea</i>	1	1.1	334
kwekerij Koekelare	<i>S. cinerea</i>	1	0.7	150
kwekerij Koekelare	<i>S. alba</i>	1	0.5	181
kwekerij Koekelare	<i>S. viminalis</i>	1	0.5	128
kwekerij Allaert	<i>S. caprea</i>	1	1.0	202
kwekerij Koekelare	<i>S. caprea</i>	1	1.0	292
kwekerij Vanhulle-Wallyn	<i>S. caprea</i>	1	1.9	331
aanplanting Lichtervelde	<i>S. caprea</i>	33	1.6-3.9 (2.4)	116-357 (266)
aanplanting Izegem	<i>S. caprea</i>	18	1.3-3.6 (2.3)	138-374 (240)
aanplanting Lichtervelde	<i>S. alba</i>	28	1.3-3.6 (2.1)	217-628 (338)
aanplanting Izegem	<i>S. alba</i>	23	0.7-2.0 (1.3)	97-236 (157)
kwekerij Grimminge	<i>S. viminalis</i>	15	1.7-3.8 (2.9)	80-259 (145)
kwekerij Grimminge	<i>S. alba</i>	9	1.0-4.5 (2.3)	154-385 (227)
volgroeide populieren alluv.	<i>S. alba</i>	20	0.3-3.5 (1.6)	89-343 (240)
normale range			0.5-2.9	128-338
verhoogde range			2.9-6.6	338-706
afwijkende concentraties			> 6.6	> 706

1.2.5. Strooiselafbraak

Op 5 baggergronden (BEL1, PSD1, PSD2, APVE en SPER) werd de strooisellaag bemonsterd in week 5 (begin februari 2002) en week 13 (eind maart 2002) op 5 subplots met een oppervlakte van 0.5 x 0.5 m (Van der Drift, 1963). 15 Referentielocaties met spontane wilgen werden op een gelijkaardige manier bemonsterd. Twijgen, schorsfragmenten en ander materiaal dan bladeren werden niet bemonsterd om zo enkel strooisel van bladeren en kruiden over te houden. De strooiselhoeveelheden werden nat gewogen, gedroogd bij 40° C en opnieuw gewogen. Bij de bemonstering in week 24 (juni 2002) werd nergens nog strooisel aangetroffen. De strooiselafbraaksnelheid werd uitgedrukt als het droge stof-gewichtsverschil tussen week 5 en week 13. Daarbij werd de totale strooiselhoeveelheid in week 13 gebruikt als indicatie voor de toestand van strooiselafbraak.

1.3. Resultaten en discussie

1.3.1. Standplaatskarakteristieken

De bodemeigenschappen van de baggergronden met spontane begroeiing van schietwilg (*Salix alba* L., 13 locaties), katwilg (*S. viminalis* L., 7 locaties) grauwe wilg (*S. cinerea* L., 10 locaties) en boswilg (*Salix caprea* L., 1 locatie) worden vergeleken in Tabel 1.5. De verschillen in bodemeigenschappen tussen de locaties gegroepeerd per wilgensoort waren niet significant. Andere factoren zoals de hydrologische toestand en de aanwezigheid van moederbomen in de omgeving worden daarom geacht het voorkomen van een bepaalde wilgensoort te bepalen. Schietwilg is resistent tegen overstroming terwijl grauwe wilg groeit in moerassen met een rijke bodem (Weeda et al., 1999). Zelfs in de zomer kan grauwe wilg stagnerend water verdragen. Katwilg heeft een voorkeur voor open gebieden. De afwezigheid van kraakwilg op de bestudeerde baggergronden is opvallend aangezien het meeste vroegere onderzoek naar opname van zware metalen in wilgen op deze soort toegespitst was (De Vos, 1994, Mertens et al., 2001, Luyssaert, 2001; Vervaeke et al., 2001). Kraakwilg werd wel aangetroffen op infrastructuurspeciestorten, waar hoofdzakelijk puur, niet-verontreinigd bodemmateriaal opgespoten werd (Mertens et al., 2001).

1.3.2. Bladconcentraties in referentiesituaties

Referentiewaarden voor bladconcentraties werden bepaald op basis van stalen verzameld op locaties met sterk uiteenlopende bodemeigenschappen en voorgeschiedenis. Vooraleer we normale concentraties berekenen, wordt de invloed van wilgensoort, standplaats en kloon op de bladconcentraties verkennend onderzocht. Twee recente wilgenaanplantingen op voormalige landbouwgronden in Lichtervelde en Izegem werden gedetailleerd bemonsterd gedurende de eerste 3 groeiseizoenen na de aanplanting. Voor schietwilg waren zowel de bladconcentraties voor Cd (2.1 vs. 1.3 mg Cd/kg DS) als voor Zn (338 vs. 157 mg Zn/kg DS) hoger in de aanplanting in Lichtervelde ($p < 0.001$). Voor boswilg werden geen verschillen gevonden ($p > 0.05$). De verschillen tussen de staalnamejaren voor Cd en Zn voor beide soorten waren klein en meestal niet significant verschillend. De verschillen tussen de soorten waren dus plaatsafhankelijk. Hieruit blijkt dat zowel de wilgensoort als de standplaats belangrijk is voor het bepalen van bladgehalten in referentiesituaties.

Wilgensoorten hebben een grote neiging tot hybridisatie (Pohjonen, 1991). Om de klonale invloed op de referentiewaarden voor bladconcentraties te bepalen, werden 9 klonen van schietwilg met drie herhalingen bemonsterd in de kwekerij in Grimminge. Er werden geen significante verschillen vastgesteld voor Zn ($p > 0.05$), en slechts één kloon had een significant hogere Cd-concentratie dan de andere klonen. Bladconcentraties in referentiesituaties worden dus minimaal beïnvloed door de factor ‘kloon’.

Op 20 niet-verontreinigde plaatsen op zand-lemige bodems langs de bestudeerde rivieren werden volgroeide, spontaan ontwikkelde schietwilgen bemonsterd. De bladconcentraties varieerden tussen 0.3 en 3.5 mg Cd/kg DS en tussen 89 en 343 mg Zn/kg DS. Deze resultaten bevinden zich in het bereik van de schietwilgen in de aanplantingen in Lichtervelde en Izegem en de kwekerij in Grimminge. Een overzicht van de gemeten bladconcentraties in referentiesituaties wordt in Tabel 1.4 gegeven. Achtergrondconcentraties voor wilgen in Vlaanderen zijn dus 0.5-2.9 mg/kg DS voor Cd en 130-340 mg /kg DS voor Zn.

Tabel 1.5. Bodemeigenschappen (minimum en maximum) van de baggergronden met spontane wilgenbegroeiing. Voor *S. caprea* werd er maar één terrein bemonsterd

	<i>S. alba</i>		<i>S. cinerea</i>		<i>S. viminalis</i>		<i>S. caprea</i>
	Min.	Max.	Min.	Max.	Min.	Max.	
Klei (%)	16	62	18	58	24	42	32
Leem (%)	37	59	34	55	41	57	64
Zand (%)	1	46	0	48	6	31	4
P (g/kg DS)	2.3	5.4	1.7	4.7	0.9	4.4	2.4
S (g/kg DS)	1.5	13.6	0.7	6.8	2.0	6.0	2.5
N (g/kg DS)	1.5	12.4	1.7	6.4	2.6	5.5	3.3
CaCO ₃ (%)	4.4	11.0	3.7	11.0	4.0	9.2	2.3
OC (%)	1.4	6.2	1.8	6.3	2.7	6.2	6.0
pH-H ₂ O	7.0	7.8	7.1	7.6	7.0	7.4	6.9
pH-CaCl ₂	6.5	7.5	6.9	7.4	6.7	7.3	6.9
EC (µS/cm)	238	2550	143	2070	309	2032	1500

1.3.3. Variatie van de bladconcentraties op een baggergrond

Om de temporele variabiliteit van bladconcentraties te bepalen, werden 14 bomen gedurende 4 jaar bemonsterd. De ruimtelijke variabiliteit werd bepaald door het gelijktijdig bemonsteren van 4 bomen van dezelfde soort op 19 baggergronden. De RSD-waarden die de ruimtelijke variabiliteit uitdrukken, zijn algemeen gezien groter dan de waarden die de temporele variabiliteit weergeven, niettegenstaande de mediaanwaarde voor beide gelijkaardig is (Tabel 1.6). Deze RSD-waarden zijn hoog maar niettegenstaande binnen het interval voor de variatie van elementconcentraties binnen planten bemonsterd op dezelfde locatie (Djingova & Kuleff, 1994). Ernst (1990) stelt dat RSD-waarden lager dan 20% normaal zijn, terwijl hogere RSD-waarden gerelateerd kunnen worden met verhoogde stress door omgevingsfactoren.

Het gebruik van DA als referentiebasis voor Cd resulteerde in lagere RSD-waarden voor de meeste stalen (64%) (Tabel 1.6). Voor Zn daarentegen waren de RSD-waarden gebaseerd op DA hoger (61% van de stalen). De variatie in het verschil tussen beide referenties is echter groot voor beide elementen, variërend tussen -18 en + 25. De DA:DS-verhouding was het laagst voor grauwe wilg en het hoogst voor schietwilg. Katwilg vertoonde de grootste variatie. Deze soort wordt gekenmerkt door een extreme variabiliteit in bladvorm en bladgrootte.

Er kan dus besloten worden dat zowel de temporele als de ruimtelijke variatie zich binnen het normale bereik bevinden. Variabiliteit tussen de bomen op eenzelfde locatie was groter dan de variabiliteit tussen verschillende meetjaren voor eenzelfde boom. Het is dus belangrijk om verschillende bomen op één locatie te bemonsteren om een idee te krijgen van de ruimtelijke variabiliteit, en om bij lange-termijnmonitoring steeds dezelfde bomen te bemonsteren. Het uitdrukken van de bladconcentraties op een droge as-basis leidde niet tot een systematisch lagere RSD voor Zn, en slechts gedeeltelijk voor Cd, en dit in tegenstelling tot metingen van Luyssaert (2001) voor Cd en van Claussen (1990) voor Pb. Omdat de meeste bladconcentraties nog steeds op een droge stofbasis uitgedrukt en het gebruik van DA geen uitgesproken daling van de RSD veroorzaakte, stellen we voor om de resultaten op zowel DS als DA basis uit te drukken.

Tabel 1.6. Relatieve standaarddeviatie (%) voor Cd en Zn-concentraties in de bladeren van wilgen op baggergronden. De variatie over de verschillende meetjaren werd bepaald door dezelfde boom meerdere jaren te bemonsteren ($n = 14$), de variatie tussen de bomen werd bepaald door op elke locatie 4 naburige bomen tijdens hetzelfde jaar te bemonsteren ($n = 19$)

		Cd (DS)	Cd (DA)	Zn (DS)	Zn (DA)
Totaal	Mediaan	26	27	22	25
	Minimum	5	7	4	6
	Maximum	65	63	52	50
tussen jaren	Mediaan	24	21	21	31
	Minimum	5	7	4	12
	Maximum	38	46	50	44
tussen bomen	Mediaan	26	28	22	24
	Minimum	16	11	10	6
	Maximum	65	63	52	50

1.3.4. De evolutie van de bladconcentraties over een groeiseizoen

Op de baggergrond BVPS werden vier naburige exemplaren van grauwe wilg op een onderlinge afstand van maximum 5 meter periodiek bemonsterd gedurende het groeiseizoen 2001. De bodemvariabiliteit voor Cd en Zn was laag, met RSD-waarden van 5.9% voor Cd (10.7 mg/kg DS) en 3.9% voor Zn (858 mg/kg DS). De bladconcentraties voor Cd en Zn tussen 13 juni (week 24) en eind oktober (week 42) worden in Fig. 1.2 getoond. De Zn-concentraties nemen sterk toe ($p < 0.001$). Er werden geen significante verschillen gevonden tussen de verschillende bomen. Gemiddeld gezien daalde de Cd-concentratie eerst om daarna weer te stijgen vanaf week 30. Minimum en maximum concentraties verschilden een factor 2.2.

De DS:DA verhouding steeg significant ($p < 0.001$) met een factor 1.4. In tegenstelling tot Cd was de gemiddelde N concentratie het hoogst in week 30 en het laagst in week 42, met een relatieve afname van 17%.

Variaties in bladconcentraties over een groeiseizoen geven aan dat de staalnameperiode gestandaardiseerd moet worden om vergelijkbare resultaten te bekomen. Cd en Zn-opname volgden geen gelijkaardige trend. Zn en de DA:DS-verhouding volgden wel dezelfde trend, terwijl Cd-concentraties het hoogst waren bij de laagste N-concentraties. De hoge initiële Cd-concentraties in de jonge bladeren geven aan dat de knoppen reeds hoge Cd-gehalten bevatten of dat Cd in de bodem zeer beschikbaar is voor de jonge bladeren. De

bemonsterde locatie wordt gekenmerkt door stagnerend water tot midden mei. Het ontwateren en drogen van de bodem en de daarmee gepaard gaande oxidatie van de bodem begin juni veroorzaakte een verhoogde biobeschikbaarheid op deze plaats. Er moeten echter meer baggergronden op een gelijkaardige manier bemonsterd worden vooraleer algemene conclusies getrokken kunnen worden.

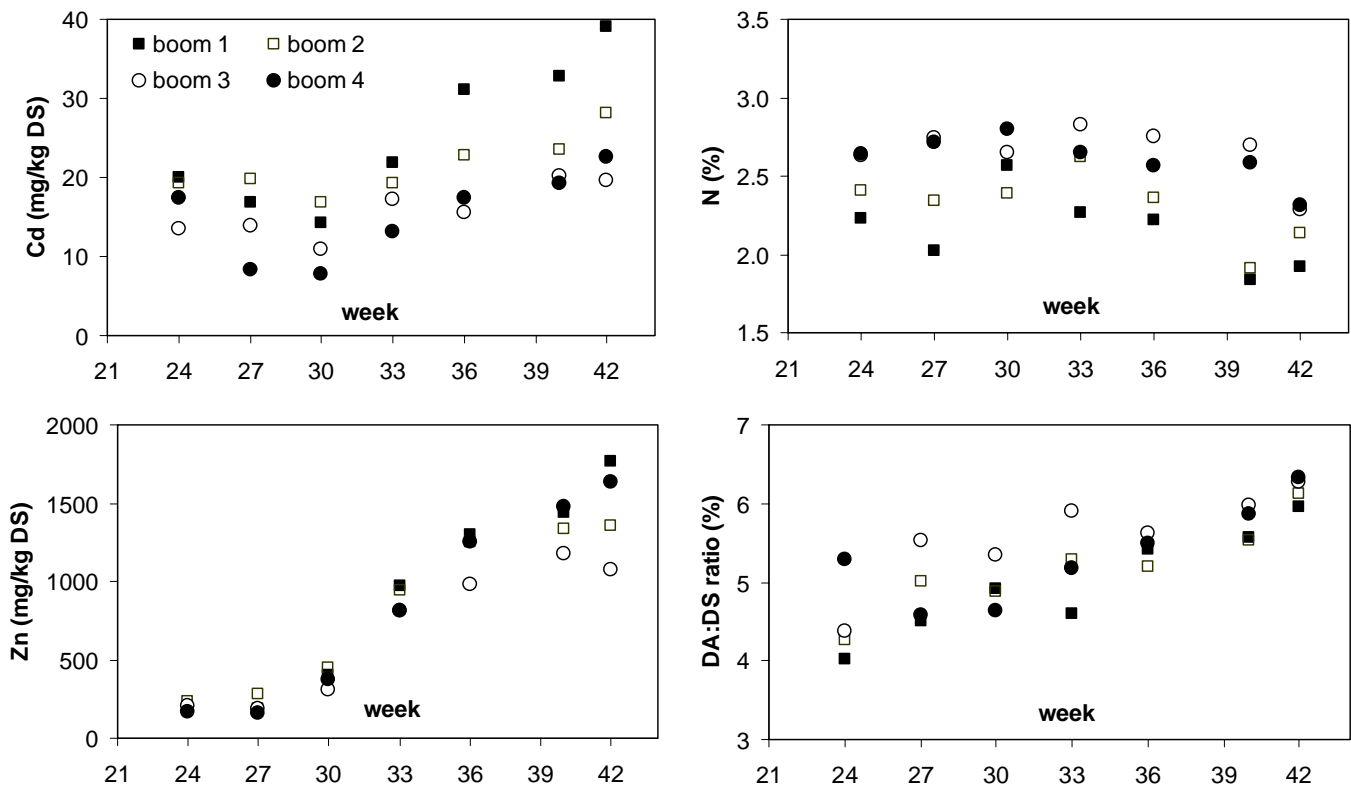


Fig. 1.2. Opnamepatroon voor Cd, N en Zn en evolutie van de verhouding asrest (DA) tot droge stof (DS) in de bladeren tussen juni en oktober voor 4 Grauwe wilgen (*Salix cinerea*) op de baggergrond 'Bolvoerput'.

1.3.5. Opname van Cd en Zn in de bladeren bij wilgen op baggergronden

Op 12 verontreinigde baggergronden (Tabel 1.2, op twee baggergronden werden 2 verschillende soorten bemonsterd), werden 4 individuele bomen bemonsterd in de tweede helft van augustus 2001. Drie van de 47 stalen hadden voor Cd (Fig. 1.3A) waarden in het normale gebied (Tabel 1.4), terwijl voor 10 stalen concentraties gemeten werden in de verhoogde range. De 3 stalen met waarden in de normale range zijn afkomstig van de minst

verontreinigde sites. Voor Zn (Fig. 1.3B) waren er 5 stalen met waarden in de normale range, terwijl de waarden voor 16 stalen zich in de verhoogde range bevinden. De bladconcentraties zijn dus hoog t.o.v. de referentiewaarden. De concentraties voor de baggergrond LMM3 waren eveneens verhoogd, niettegenstaande de 60 cm dikke, niet-verontreinigde afdeklaag. Dit geeft aan dat de wilgen preferentieel wortelen in de sedimentlaag, waarschijnlijk omdat deze laag rijk is aan nutriënten. Er werden geen significante correlaties gevonden tussen enerzijds de bladgehalten aan Cd en Zn en anderzijds de DA:DS-verhouding. Er zijn dus geen indicaties voor verminderde groei wanneer de DA:DS-verhouding beschouwd wordt als een correctiefactor voor groeigerelateerde verdunning (Luyssaert, 2001). In de toekomst moeten ook andere criteria voor het bepalen van de groei in veldsituaties geselecteerd en uitgetest worden.

In Fig. 1.3 en Fig. 1.4 wordt de relatie tussen bodem- en bladconcentraties aan Cd en Zn getoond voor de DS resp. DA gegevens. Voor beide elementen is er een duidelijk relatie zichtbaar niettegenstaande de grote variabiliteit in bladgehalten binnen een locatie. De bladconcentraties aan Cd en Zn van de baggergrond BVPS die omcirkeld zijn op Fig. 1.3 en 1.4, wijken af van de algemene trend voor de gegevens uitgedrukt op een DA-basis. Dit is de meest recente baggergrond – aangelegd in 1995 – en de enige locatie die onder water staat tot mei. Deze waterverzadiging leidt waarschijnlijk tot gereduceerde bodemcondities. De daaropvolgende oxidatie bij het drogen van de bodem resulteert in hogere biobeschikbaarheid van zware metalen in het bodemsubstraat (Tack et al., 1996; Tack et al., 1998).

De relatie tussen Cd en Zn in bodem en blad werd onderzocht met lineaire regressie. De gegevens van de baggergrond BVPS werden niet meegenomen in deze statistische analyses. Bij het bepalen van de relatie bodem-blad voor Cd werden verder twee outliers weggelaten, maar dit had nauwelijks invloed op de R^2 . De lineaire regressie tussen Zn-concentraties in bodem en blad was zeer significant ($p < 0.001$) bij zowel het gebruik van DA als van DS, maar de relatief lage determinatiecoëfficiënten geven aan dat een groot deel van de variabiliteit onverklaard blijft (Tabel 1.7). Het gebruik van DA als referentiebasis deed de R^2 -waarde licht stijgen. Voor Cd was de R^2 lager, maar ook nog zeer significant. De variabiliteit tussen de individueel bemonsterde bomen was groot en dit resulteerde in relatief lage R^2 -waarden.

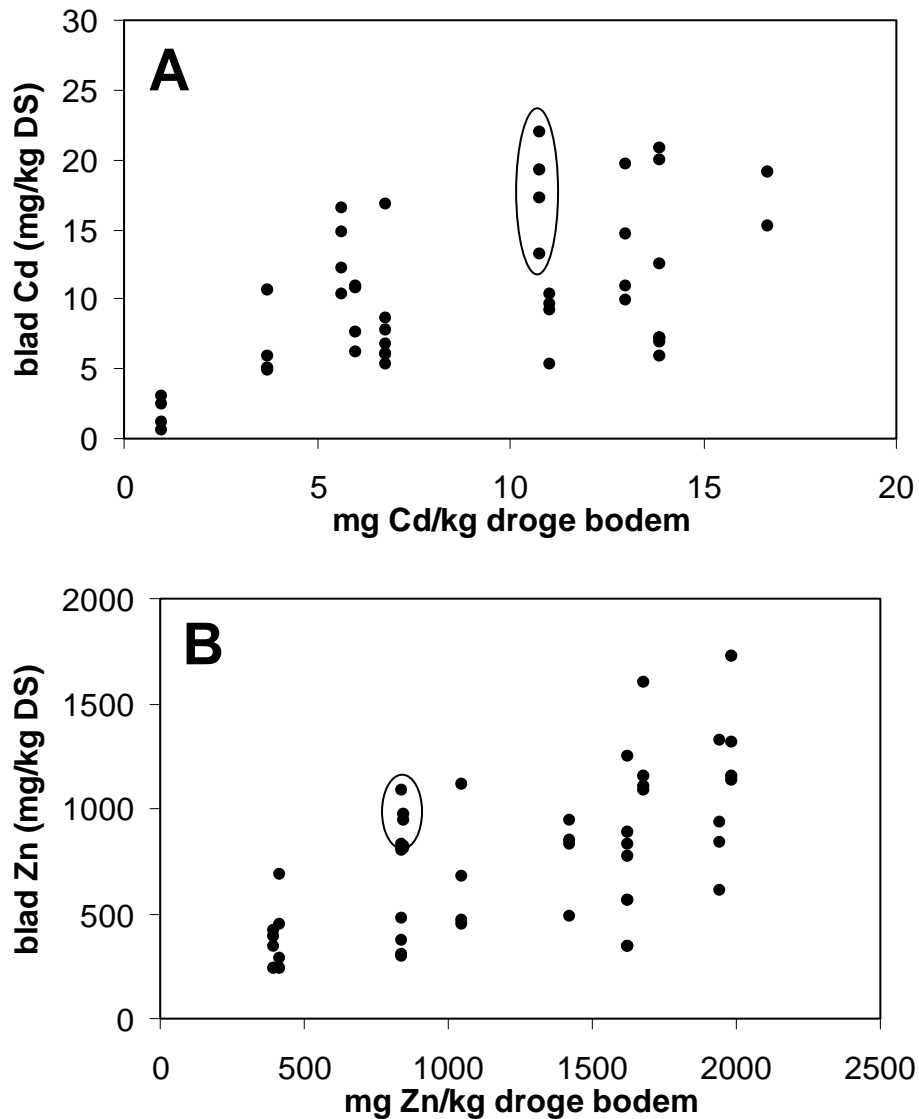


Fig. 1.3. Cd (A)- en Zn (B)-concentraties in de bladeren uitgedrukt op droge stofbasis relatief t.o.v. de bodem voor wilgen die met 4 herhalingen bemonsterd werden op 12 baggergronden. De stalen van de baggergrond BVPS werden omcirkeld.

Uit Tabel 1.7 blijkt dat voor zowel Cd als Zn de bioconcentratie op DS-basis lager is dan 1. Daarentegen zijn de referentiewaarden voor wilg gekarakteriseerd door hoge concentratiefactoren (Eriksson & Ledin, 1999; Nissen & Lepp, 1997). Eriksson en Ledin (1999) rapporteerden referentiewaarden voor Cd-concentraties in bladeren tussen 0.31 en 1.96 mg/kg DS voor katwilg op verschillende niet-verontreinigde locaties in Zweden. De concentratiefactor varieerde tussen 1 en 10. De bladconcentraties die wij vaststelden in

referentiesituaties waren iets hoger. Chemische P-bemesting op voormalige landbouwgronden en kwekerijen en algemeen hogere achtergrondconcentraties voor zware metalen in Vlaanderen kunnen als voornaamste redenen naar voor geschoven worden. Vlaanderen is een sterk geïndustrialiseerde en dichtbevolkte regio, met als resultaat een hoge druk op het milieu (Verbruggen, 1999). Eens et al. (1999) en Djingova et al. (1999) besluiten dat niet-gecontamineerde locaties waarschijnlijk moeilijk te vinden zijn in Vlaanderen. Aangezien de Cd-concentratiefactoren voor wilgen hoog zijn in referentiesituaties, leidt een kleine toename in de bodemconcentratie tot duidelijk hogere bladconcentraties.

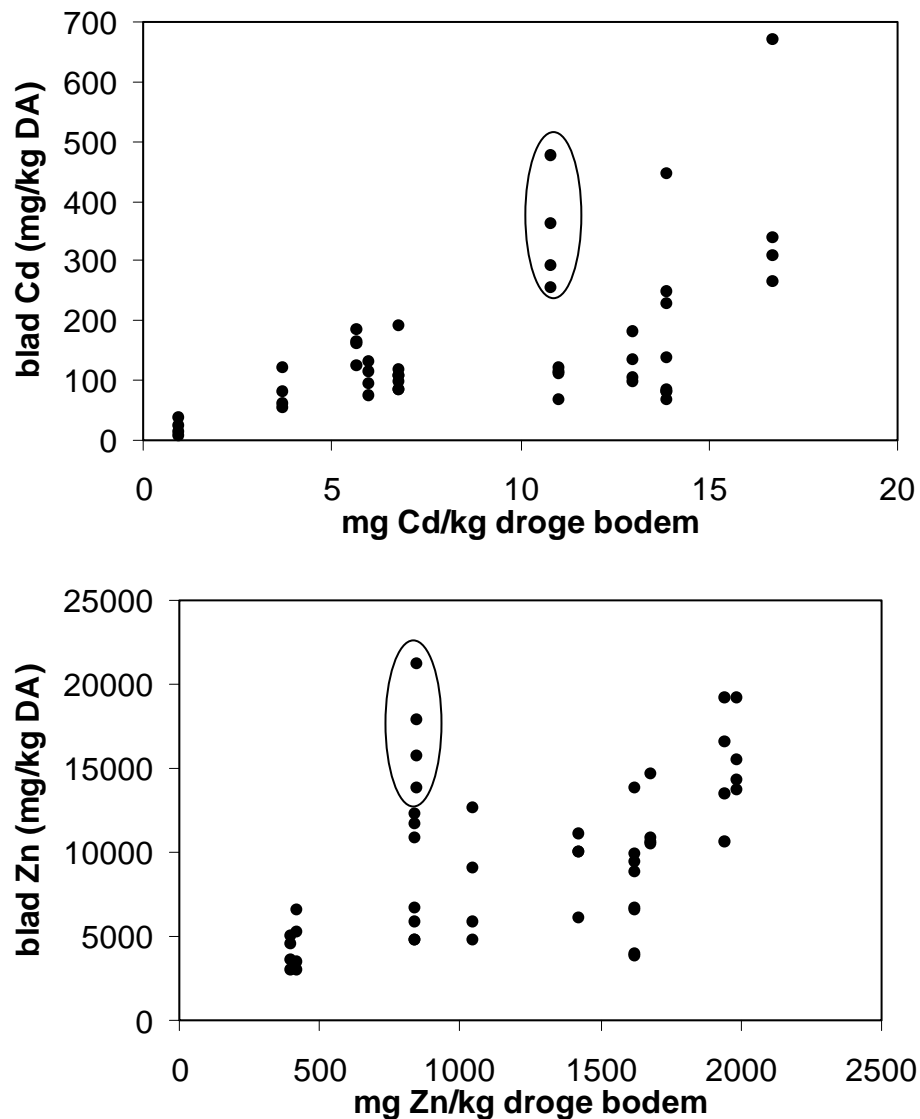


Fig. 1.4. Cd (A)- en Zn (B)-concentraties in de bladeren uitgedrukt op droge asbasis relatief t.o.v. de bodem voor wilgen die met 4 herhalingen bemonsterd werden op 12 baggergronden. De stalen van de baggergrond BVPS werden omcirkeld.

Nissen en Lepp (1997) vonden Zn-concentraties in verschillende wilgensoorten in het Verenigd Koninkrijk tussen 82 en 296 mg Zn/kg DS. De Zn-concentraties waren het hoogst voor grauwe wilg en het laagst voor katwilg en kraakwilg. De concentratiefactoren voor Zn in de bladeren varieerde tussen 2.12 en 7.95. Dit bereik is vergelijkbaar met onze referentiewaarden.

Tabel 1.7. Regressievergelijkingen tussen bodem- en bladconcentraties voor Cd en Zn op droge stof (DS) en droge as (DA) basis

Afhankelijke var.	Onafh. Var.	Vergelijking	R²	p-waarde
blad Zn DW	bodem Zn	$y = 0.45 x + 187$	0.4275	< 0.0001
blad Zn DA	bodem Zn	$y = 5.54 x + 2090$	0.4899	< 0.0001
blad Cd DW	bodem Cd	$y = 0.67 x + 4.0$	0.3562	< 0.0001
blad Cd DA	bodem Cd	$y = 9.48 x + 39.1$	0.3769	< 0.0001

Er werden geen waarden voor toxische bladconcentraties voor wilgen gevonden, maar meestal wordt gerefereerd naar algemene concentratiebereiken van Kabata-Pendias (2000), die stelt dat kritische bereiken in planten tussen 100 en 400 mg /kg DS liggen voor Zn en tussen 5 en 30 mg /kg DS voor Cd. We vonden geen tekenen van acute toxiciteit voor wilgen op de bemonsterde baggergronden. Punshon en Dickinson (1997) vonden voor wilgenstekken in groeioplossingen met hoge Cd, Zn en/of Cu concentraties bladconcentraties tot 100 mg Cd /kg DS maar zelfs deze concentraties veroorzaakten geen visuele tekenen van fytoxiciteit.

Een andere benadering om de toxiciteit te bepalen is het evalueren van de bladconcentraties voor organismen die zich voeden met vers bladmateriaal. In een bredere context kan gesteld worden dat de wilgenvegetatie resulteert in een jaarlijkse bladval en en opbouw van de strooisellaag. De strooisellaag is de niche van verschillende bodeminvertebraten. De NOEC-waarde voor reproductie van *Porcellio scaber* is 10 mg Cd/kg DS strooisel (van Straalen en Denneman, 1989) en 1000 mg Zn/kg DS strooisel voor de vermindering van de voedselconsumptie (Drobne & Hopkin, 1995). Vanuit de veronderstelling dat vooral de zware metalen in het strooisel verantwoordelijk zijn voor toxische effecten op isopoden, leidt het gebruik van deze bladconcentraties in de regressievergelijking tot bodemconcentraties in de baggergronden van 9 mg Cd/kg DS en

1800 mg Zn/kg DS die verantwoord zijn om wilgenverbossing toe te laten. Zelfs in de oudste wilgenbossen op baggergronden (20 jaar na de aanleg van de baggergrond) wordt er normale strooiselafbraak geobserveerd. Tussen week 5 en week 13 in 2002 werd een gemiddelde relatieve afname van de strooiselhoeveelheid van $75\pm 27\%$ gemeten voor de baggergronden BEL1, PSD1, PSD2, APVE en SPER. De gemiddelde strooiselhoeveelheid in week 13 was 43 ± 54 g DS/m² wat wijst op een vergevorderd stadium van strooiseldecompositie. Voor de niet-gecontamineerde referentielocatie met wilgenverbossing werd een relatieve afname van de strooiselhoeveelheid van $82\pm 25\%$ gemeten, en de gemiddelde strooiselhoeveelheid in week 13 was 30 ± 50 g DS/m². Voor alle baggergronden en de referentielocaties was het strooisel volledig verteerd vóór week 24.

Risico-evaluatie start met de observatie dat verontreinigde baggergronden gekoloniseerd worden door wilgen kort na het beëindigen van het opspuiten. Dit gaat gepaard met het uitdrogen en consolideren van de bodem. Wanneer wilgen blijven groeien zonder duidelijke tekenen van fytoxiciteit, dan moet het functioneren van het habitat beoordeeld worden op basis van kritische processen zoals strooiselafbraak. Een karakteristiek van ecosystemen verontreinigd met zware metalen is de vertraagde afbraak van strooisel (Martin & Bullock, 1994). Op lange termijn is het belangrijk de snelheid van de strooiselafbraak te bestuderen als eerste indicatie van toxiciteit voor strooiselorganismen en van slecht functioneren van het habitat. Aangezien strooiselafbraak het resultaat is van interacties tussen fungi en arthropoden, wijzen de vastgestelde normale strooiselafbraaksnelheden er op dat arthropoden en hyfen de baggergrond snel gekoloniseerd hebben. Dit wordt bevestigd door observaties op een baggergrond in het studiegebied die 13 jaar geleden aangelegd werd (Schollen, 2000).

Er werd reeds meermaals gerapporteerd dat wilgen hoge bladconcentraties aan Cd kunnen bevatten, zelfs wanneer ze op niet-verontreinigde substraten groeien. Dit gegeven kan de verklaring zijn voor de hogere gehalten in de lever van de moerassneeuwhoen (*Lagopus lagopus*), een vogel die zich bij voorkeur met wilgen voedt (Myklebust et al., 1993). De moerassneeuwhoen kan echter grote hoeveelheden Cd uit zijn lichaam verwijderen bij het ruien (Pedersen & Myklebust, 1993). Hogstad (1996) stelt dat verschillen in de consumptie van wilgenzaden en insecten die op wilgen leven de oorzaak zijn voor hogere Cd-concentraties in de lever van zangvogels. In de omgeving van Antwerpen vonden Eens et al.

(1999) Cd-concentraties in de buitenste staartveren van koolmees (*Parus major*) en pimpelmees (*Parus caeruleus*) die 4 resp. 3 keer hoger waren dan in natuureservaten. Er werden daarentegen geen tekenen gevonden van acute toxiciteit van de zware metalen. Dauwe et al. (1999) besloten voor hetzelfde gebied en vogelsoort dat niet-essentiële zware metalen afgezonderd werden in de eierschaal.

1.3.6. Vlier

Op de drogere stukken van de baggergronden komt hoofdzakelijk vlier (*Sambucus nigra* L.) voor, vooral begeleid door brandnetel (*Urtica doica* L.). 12 Bladstalen van vlier op niet-gecontamineerde plaatsen langs de waterlopen in het studiegebied werden vergeleken met 13 stalen van vlier op verontreinigde baggergronden (Fig. 1.1). Voor beide groepen bladstalen lagen de Cd concentraties steeds onder de detectielimiet (0.35 mg/kg DS). Waarden lager dan 0.35 mg Cd/kg DS hebben een lage ecologische significantie, zeker in vergelijking met de bodemconcentraties op de baggergronden (0.5-50 mg/kg DS, Vandecasteele et al., 2000) en de bladconcentraties voor wilgen (0.5-25 mg/kg DS, Fig. 1.3). De Zn-concentraties waren significant hoger ($p < 0.05$) voor de bladstalen van vlier van de baggergronden voor zowel de DS- als de DA-gegevens. Toch was het absolute verschil tussen het gemiddelde van beide groepen eerder klein: 61 mg Zn/kg DS of 767 mg Zn/kg DA voor de baggergronden en 42 mg Zn/kg DS of 527 mg Zn/kg DA voor de referentielocaties. Dit betekent ook dat er een zeer lage bioconcentratie van Cd en Zn is op de baggergronden, aangezien de bodemconcentraties op de baggergronden variëren tussen 790 en 3700 mg Zn/kg DS en tussen 3.1 en 36 mg Cd/kg DS. De hogere bladgehalten aan Zn wijzen op de betere voedingstoestand van de bodem op baggergronden. Zn is een essentieel element voor planten.

1.3.7. Relevantie van de resultaten voor zoetwaterschorren

In het stroomgebied van de Schelde komen zoetwaterschorren met wilgen als climaxvegetatie voor langs de Zeeschelde tussen Rupel en Dender, en langs de Durme (Van den Bergh et al., 1999). De schorren spelen een belangrijke rol in het sedimentbudget van deze grotendeels ingedijkte rivieren. De nood aan een overzichtelijke monitoring van zware metalen in wilgen op zoetwaterschorren is een belangrijke conclusie van dit hoofdstuk. Het uitbreiden van de invloed van de rivier op de alluviale gebieden door het uitbreiden van de

oppervlakte aan schorren is een belangrijke doelstelling voor het ecologisch herstel in het stroomgebied van de Schelde. Het aanleggen van overstromingsgebieden met een gecontroleerd gereduceerd tij om natuurontwikkeling toe te laten zal ook leiden tot de captatie van sedimenten. Langetermijn-monitoring van zware metalen in wilgen op baggergronden zal informatie geven over de biobeschikbaarheid als functie van bodemprocessen in de baggergronden en als functie van de leeftijd van de boom. Monitoring van de wilgen op zoetwaterschorren daarentegen zal informatie geven over de effecten van de geleidelijke verbetering van de waterkwaliteit (Zwolsman et al., 1993) op de schorren.

1.4. Besluiten

Totnogtoe werd de Cd- en Zn-opname hoofdzakelijk bestudeerd in laboproeven of in geplante wilgen, meestal na selectie voor biomassaproductie. In dit hoofdstuk werd de opname van Cd en Zn bij spontane wilgen op verontreinigde baggergronden in veldomstandigheden bestudeerd. Op verontreinigde baggergronden met hoge klei- en organische stofgehalten werden *S. alba*, *S. viminalis*, *S. cinerea* en *S. caprea* aangetroffen. Er werd geen onderscheid gevonden tussen de bodemeigenschappen voor de eerste drie soorten. Er wordt verondersteld dat vooral de hydrologische omstandigheden en de aanwezigheid van zaadbomen bepalend zijn voor het voorkomen van een soort.

Zware metaalconcentraties in de bladeren werden geëvalueerd t.o.v. normale bladconcentraties voor een reeks niet-verontreinigde bodems met variërende eigenschappen. Cd en Zn concentraties in de bladeren van wilgensoorten op niet-verontreinigde locaties zijn sterk variabel. Voor *S. alba* en *S. caprea* werd er een sterke invloed van de bemonsterde locatie en de soort vastgesteld op de bladgehalten. De leeftijd van de bemonsterde bomen beïnvloedde de bladconcentraties in mindere mate. Uit de gegevens van de referentiebladstalen werden normale, verhoogde en afwijkende bladconcentraties berekend die representatief zijn voor een groot aantal bodems in Vlaanderen. Bij de meeste wilgen op verontreinigde baggergronden werden afwijkende bladconcentraties aan Cd en Zn vastgesteld (hoger dan 6.6 mg Cd/kg DS en 700 mg Zn/kg DS).

Wilgen zijn waardevolle bioindicatoren. De resultaten wijzen op een mogelijk risico voor Cd- en Zn-transfer door de voedselketen bij de habitatontwikkeling van wilgenbossen. Groei van wilgen, en strooiselafbraak of -accumulatie zullen interessante parameters zijn

voor de evaluatie van het functioneren van het habitat op lange termijn. Gelijkaardig onderzoek zou uitgevoerd moeten worden voor wilgen op zoetwaterschorren.

Op de drogere delen van de baggergronden wordt enkel vlier (*Sambucus nigra*) aangetroffen in de struik- en boomlaag. Bij vlier werden geen verhoogde of afwijkende Cd- en Zn-bladconcentraties aangetroffen op verontreinigde terreinen.

Toekomstig onderzoek moet zich toespitsen op het uitbreiden van het aantal bemonsterde soorten. De relatie tussen bodem- en bladconcentratie moet voor een aantal soorten afzonderlijk bestudeerd worden. De evolutie van bladconcentraties doorheen een groeiseizoen moeten voor een aantal soorten in verschillende situaties onderzocht worden. De invloed van hydrologische omstandigheden op de opname van Cd en Zn in wilgenbladeren is een belangrijke factor die in detail bestudeerd moet worden. Een belangrijk doel wordt het bepalen, vergelijken en evalueren van de groei van de wilgen op baggergronden.

Hoofdstuk 2. Cadmium- en Zinkconcentraties in populier en bladhaantjes op verontreinigde baggergronden

2.1. Inleiding

Langs de Leie en de Schelde en vooral in de omgeving van Gent zijn veel gebieden beïnvloed door de aanleg van baggergronden. Veel van deze gebieden worden gebruikt voor landbouw of voor natuurontwikkeling. Bij meer dan 425 ha baggergronden werd bodemverontreiniging met één of meerdere zware metalen vastgesteld (Vandecasteele et al., 2002a, Vandecasteele et al., 2000). De alluviale gebieden langs deze rivieren zijn ook onderhevig aan afzetting van verontreinigde sedimenten bij overstromingen (Cottenie & Verloo, 1985, Swennen *et al.*, 1997).

De opname van zware metalen door de vegetatie die zich ontwikkelt op deze baggergronden kan een probleem vormen. De mobiliteit en biobeschikbaarheid van zware metalen in baggergronden werd reeds in detail bestudeerd (Singh *et al.*, 1996; Singh *et al.*, 1998; Tack *et al.*, 1998; Tack *et al.*, 1999). Op basis van DTPA-extracties (extracties met diethyleen-triaminepenta-acetaat) werd besloten dat Zn, Cd en Cu in een aantal baggergronden langs waterlopen in Vlaanderen zeer plantbeschikbaar is (Singh *et al.*, 1998). Verhoogde concentraties aan zware metalen in het poriënwater van baggergronden wezen eveneens op een verhoogde plantbeschikbaarheid van zware metalen (Tack *et al.*, 1998). Daarentegen werd berekend dat de uitspoeling en migratie van zware metalen uit kalkrijke baggergronden naar het grondwater op lange termijn zeer gering is (Tack *et al.*, 1999). Zowel habitatontwikkeling als landbouw op verontreinigde baggergronden kan als onverantwoord beschouwd worden (Gambrell & Patrick, 1988).

Aanplantingen van populier op baggergronden zijn vrij algemeen. Onderzoek rond het bebossen van kalkrijke, verontreinigde baggergronden spitste zich eerst toe op pionierboomsoorten zoals wilg en populier, voornamelijk vanwege hun potentieel gebruik voor biomassaproductie en fytoremediatie (Robinson *et al.*, 2000). *Populus nigra* 'Italica' werd door Djingova *et al.* (1995, 1996, 1999) gebruikt voor een integrale beoordeling van atmosferische en bodemverontreiniging. Het voordeel van het gebruik van planten bij biomonitoring is dat ze het geaccumuleerd effect van de milieuvervuiling weergeven (Djingova *et al.*, 1995). Populieren en meer algemeen *Salicaceae* zijn zeer gevoelig voor het

detecteren van zware metalen in de bodem vanwege hun wijdverspreid wortelsysteem, hun groot waterverbruik en hun hoge capaciteit om zware metalen op te nemen (Wagner, 1993). Op een verontreinigd terrein rond een smelter in Noord-Frankrijk vonden Robinson *et al.* (2000) Cd-concentraties in de *Populus Trichocarpa x P. Deltoides* kloon Beaupré tot 200 mg Cd/kg DS. Er werd geen significante correlatie gevonden tussen bodem- en plantconcentraties voor bodems met een Cd-concentratie lager dan 60 mg/kg DS. Voor bodems met een hogere concentratie werd een positieve correlatie gevonden. Het relatief hoge waterverbruik van wilgen en populieren kan de reden zijn voor de hoge opname van zware metalen in de bladeren (Robinson *et al.*, 2000).

In dit hoofdstuk worden resultaten gerapporteerd van de opname van Cd en Zn in de bladeren van populier op baggergronden en andere terreinen waar sedimenten afgezet werden zoals overstromingsgebieden en zoetwaterschorren. De bemonsterde terreinen en aanplantingen variëren in bodemeigenschappen, verontreinigingsgraad, hydrologische omstandigheden, dikte van de sedimentlaag, de aan- of afwezigheid van een afdeklaag, en de kloon en de leeftijd van het bestand.

De variabiliteit van de bladgehalten in referentiesituaties werd gedetailleerd onderzocht in de kwekerij, en deze gegevens werden gebruikt als referentie bij de evaluatie van de bladgehalten van populier op bodems afgeleid van sedimenten. De opname van Cd en Zn door populier op 3 locaties werd gedurende een groeiseizoen opgevolgd en de bladgehalten werden op 21 locaties gemeten in de tweede helft van augustus. De invloed van een dunne afdeklaag op de bladgehalten werd eveneens onderzocht. Op 3 terreinen werden bladhaantjes verzameld en geanalyseerd om de accumulatie van Cd en Zn in organismen die zich voeden met ‘verontreinigd bladmateriaal’ te onderzoeken. De strooiselafbraak werd gedurende de winter en het begin van de lente opgevolgd op 8 plaatsen voor een algemene evaluatie van de decompositiesnelheid van strooisel met verhoogde gehalten aan zware metalen.

2.2. Materiaal en methoden

2.2.1. Studiegebied

De bemonsterde terreinen (Tabel 2.1) kunnen onderverdeeld worden in groepen: (a) baggerspeciéstorten zonder afdeklaag (10 locaties), (b) baggerspeciéstorten met een dunne

afdeklaag (4 locaties), (c) alluviale gebieden verontreinigd door slibafzetting (6 locaties) en (d) verontreinigde zoetwaterschorren (ZWS) (1 locatie). Alle populierenaanplantingen bevinden zich langs de Schelde, de Durme en de Leie zoals aangeduid op Fig. 2.1. Zowel de baggerspeciéstorten (BAG) als de overstromingsgebieden (OG) werden gekenmerkt door hogere concentraties aan zware metalen, en hogere carbonaat-, nutriënten-, klei- en organisch materiaalgehalten dan de relatief intacte alluviale bodems (Vandecasteele *et al.*, 2001). Met uitzondering van de baggergrond APVE waren alle bodemconcentraties aan zware metalen verhoogd in vergelijking met normale achtergrondconcentraties in Vlaanderen (90% percentielwaarden tussen 0.6 – 2; 37 – 77 en 56 – 100 mg/kg voor Cd, Cr resp. Zn; Tack *et al.*, 1997). De pH-waarden voor alle bodemstalen waren hoger dan 7.0. de principale componentenanalyse (PCA) van de bodemgegevens (Fig. 2.2) toont een homogene spreiding van de locaties en de variabelen. De zware metalen zijn gegroepeerd wat wijst dat de concentraties onderling gecorreleerd zijn. Er moet echter opgelet worden voor overinterpretatie vanwege het kleine aantal locaties. De oudere aanplantingen zijn *Populus deltoides* x *P. nigra* (DxN) klonen, terwijl de recente aanplantingen bestaan uit *Populus trichocarpa* x *P. deltoides* (TxD), aangezien deze klonen sneller groeien en een hogere resistentie tegen populierenkanker vertonen.

Bij vier baggerspeciéstorten werd er een afdeklaag aangetroffen bovenop de verontreinigde sedimentlaag, met een dikte van ± 40 cm (ELUZ, LMM5, LMM6) en ± 90 cm (ZPT2). Bij de baggergrond ZPT2 was de totale N en P concentratie tien keer hoger in de sedimentlaag dan in de afdeklaag. Deze terreinen werden in de studie opgenomen om het effect van een dunne, voedselarme afdeklaag op de bladconcentraties te bestuderen. Op de baggergronden ZPT2 en LMM6 werd de verticale wortelverdeling over het bodemprofiel bestudeerd aan de hand van wortelboringen tot op 150 cm diepte: 750 cc bodemstalen werden verzameld om de 15 cm op 2 punten per baggergrond. De bodemstalen werden nat gezeefd na gebruik van natriumhexametafosfaat voor een betere bodemdispersie indien nodig, en de wortels werden handmatig gesorteerd. De hoeveelheid droge stof (DS) wortelmasa werd bepaald na drogen bij 40° C. Om de interactie van wortels van kruidachtige planten te vermijden, werden enkel de gegevens van de bodemstalen dieper dan 15 cm gebruikt. Aangezien enkel fijnere wortels verantwoordelijk zijn voor de opname van water en nutriënten, werden de wortels met een diameter groter dan 5 mm niet verrekend in de verwerking. We vergeleken de wortelmasa < 5 mm diameter voor de 90-150 cm laag met de cumulatieve wortelmasa in de 15-150 cm laag om een idee te hebben van het relatieve belang van de diepere wortels.

Tabel 2.1. Beschrijvende gegevens voor de baggergronden waar populieren werden bemonsterd. BAG: baggerslibstorten, OG: overstromingsgebieden, ZWS: zoetwaterschorren, BCF: bioconcentratiefactor. De bodemconcentraties van de sedimentlaag en de bladconcentraties worden gegeven in mg/kg DS; klei, CaCO₃ en organisch materiaal in de bodem (OM) worden uitgedrukt als %. De waarden tussen haakjes zijn de standaardafwijkingen van 4 herhalingen

Site code	Type	afdeklaag	kloon	leeftijd (j)	Cd bodem	Zn bodem
APVE(a)	BAG	nee	<i>D x N</i>	> 25	0.9	413
APVE(b)	BAG	nee	<i>D x N</i>	> 25	1.2	481
APVE(c)	BAG	nee	<i>D x N</i>	> 25	1.5	825
APVE(d)	BAG	nee	<i>D x N</i>	> 25	2.7	682
ELUZ	BAG	40 cm	<i>T x D</i>	8	5.7	1540
SKBA	BAG	nee	<i>D x N</i>	> 25	6.7 (1.3)	1444 (237)
AKM2(a)	BAG	nee	<i>T x D</i>	13	14 (0.5)	1331 (61)
BAML	BAG	nee	<i>T x D</i>	11	11.0	1426
AKM2(b)	BAG	nee	<i>T x D</i>	13	13.6 (0.3)	1267 (82)
AKM2(c)	BAG	nee	<i>T x D</i>	13	12.6 (0.5)	1295 (59)
OSS4	OG	nee	<i>T x D</i>	20	10.5 (5.1)	1499 (127)
LMM5	BAG	40 cm	<i>D x N</i>	> 25	13.5 (7.8)	1786 (774)
ZPT2	BAG	90 cm	<i>T x D</i>	> 25	21.7	2070
BMZ1(a)	OG	nee	<i>D x N</i>	> 25	27.2 (4.8)	1904 (170)
DURM	ZWS	nee	<i>T x D</i>	12	23.7	1588
KHZ1(a)	OG	nee	<i>T x D</i>	3	16.5 (7.8)	1559 (378)
KHZ1(b)	OG	nee	<i>T x D</i>	3	16.5 (7.8)	1559 (378)
LMM4	BAG	nee	<i>D x N</i>	> 25	21.1 (5.4)	2140 (886)
BMZ1(b)	OG	nee	<i>D x N</i>	> 25	13.8 (12)	919 (605)
LMM6	BAG	40 cm	<i>D x N</i>	> 25	31.7 (4.8)	3449 (464)
MBM2	OG	nee	<i>T x D</i>	2	45.3 (2.5)	2212 (101)

Tabel 2.1. (Vervolg)

Site code	klei	CaCO ₃	OM	Cd blad	Zn blad	BCF Cd	BCF Zn
APVE(a)	26	7.8	4.5	3.7 (0.4)	547 (71)	4.1	1.3
APVE(b)	46	5.8	8.7	4.4 (0.9)	490 (65)	3.7	1.0
APVE(c)	21	7.3	4.0	4.3 (0.5)	505 (154)	2.9	0.6
APVE(d)	23	7.6	3.5	5.1 (0.8)	651 (116)	1.9	1.0
ELUZ	34	6.6	10.4	4.7 (1.0)	822 (136)	0.8	0.5
SKBA	23 (4)	7.2 (1.5)	11.7 (5.5)	4.7 (0.3)	943 (28)	0.7	0.6
AKM2(a)	35 (1)	9.1 (0.8)	8.3 (0.3)	15.6 (3.6)	710 (222)	1.1	0.5
BAML	34	6.9	8.1	13.7 (1.0)	822 (88)	1.2	0.6
AKM2(b)	33 (2)	8.8 (1)	7.8 (0.5)	8.9 (2.7)	609 (199)	0.7	0.4
AKM2(c)	33 (2)	9.4 (0.3)	7.1 (0.9)	12.2 (3.1)	592 (115)	1.0	0.4
OSS4	26 (4)	6.8 (0.3)	10.8 (6)	20.1 (0.6)	826 (37)	1.9	0.5
LMM5	19 (7)	5.5 (1.1)	8.2 (4.8)	18.0 (5.7)	1029 (119)	1.3	0.4
ZPT2	35	8.6	7.6	12.3 (5.0)	926 (295)	0.6	0.4
BMZ1(a)	33 (4)	6.7 (0.8)	14.5 (11.2)	6.8 (0.2)	390 (33)	0.3	0.2
DURM	52	5.7	7.4	12.2 (7.6)	803 (274)	0.5	0.5
KHZ1(a)	35 (3)	5.4 (0.7)	11.6 (2.5)	19.2 (3.3)	753 (175)	1.2	0.4
KHZ1(b)	35 (3)	5.4 (0.7)	11.6 (2.5)	23.8 (2.6)	1017 (136)	1.4	0.5
LMM4	35 (6)	8.7 (0.9)	13.8 (7.3)	15.3 (6.8)	1041 (381)	0.7	0.3
BMZ1(b)	30 (6)	5.5 (0.9)	17.6 (6.1)	7.8 (0.9)	438 (67)	0.6	0.2
LMM6	37 (3)	7.7 (1)	12.1 (1.9)	11.7 (4.1)	433 (110)	0.4	0.1
MBM2	39 (2)	5.1 (0.1)	10.8 (0.4)	55.1 (2.2)	1106 (48)	1.2	0.5

2.2.2. Bemonstering van bladeren, bladhaantjes en strooisel

Er werd een conventionele bemonsteringsstrategie opgesteld door UN/ECE-EC (1998), voor het vaststellen van de effecten van luchtverontreiniging op bossen. De methode houdt in dat zonnebladeren verzameld worden op 2/3 van de totale kroonhoogte. Volgens Luysaert et al. (2001) levert deze staalnamestrategie een afwijkende schatting op van het gemiddelde Cd-gehalte in de kruin van *Salix fragilis* op een verontreinigde baggergrond. Bladgehalten van bomen die groeien op verontreinigde baggergronden worden hoofdzakelijk bepaald door de bodemverontreiniging. Daarvoor kozen we voor een meer geschikte bemonsteringsstrategie, waarbij bij elke boom ten minste 4 takken verzameld werden op

willekeurige hoogtes en posities in de kroon. Een volgroeide populier (diameter op borsthoogte (Dbh) = 133 cm) werd bemonsterd met drie onafhankelijke herhalingen om de variabiliteit van de staalname binnen één boom te bepalen. De Cd-concentratie was 10.5 ± 1.0 mg/kg DS en de Zn-concentratie bedroeg 651 ± 139 mg/kg DS.

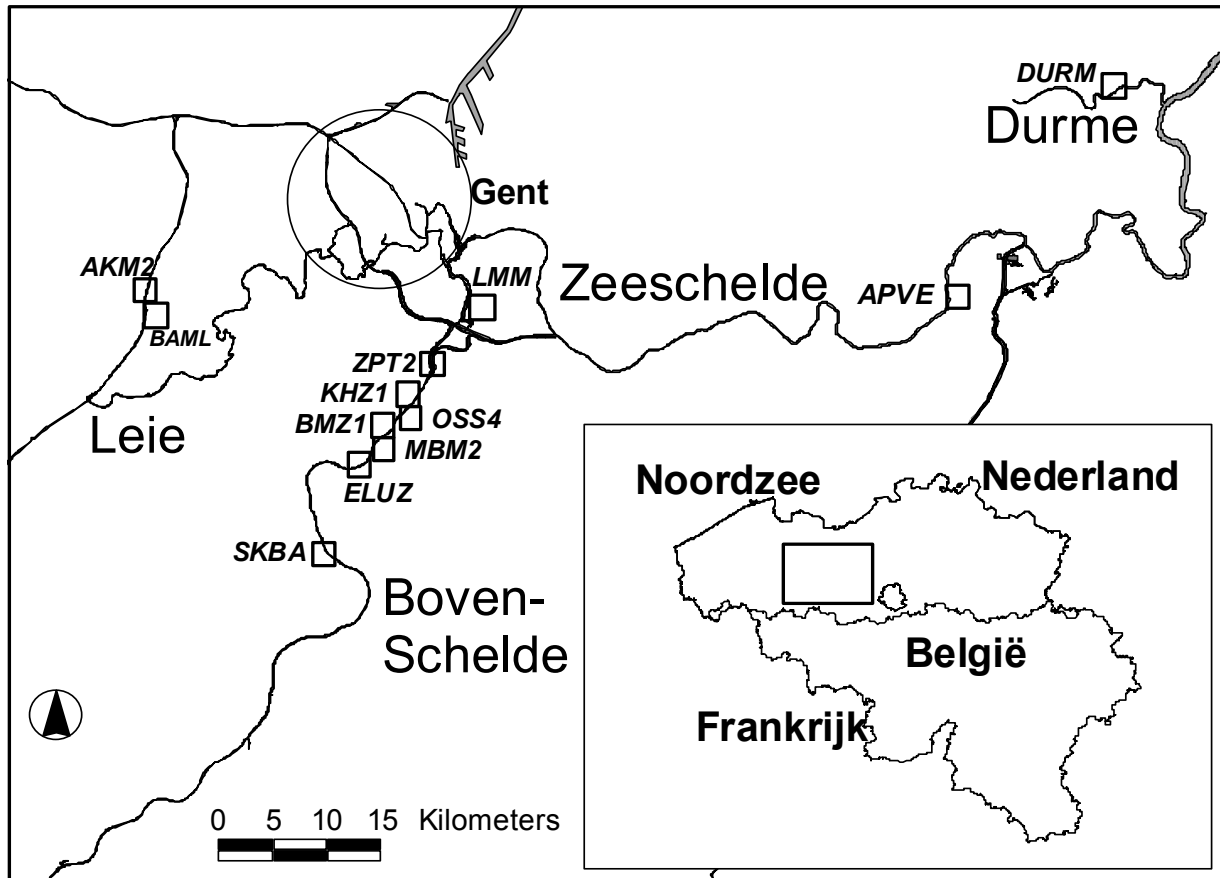


Fig. 2.1. Studiegebied met de locaties waar populieren bemonsterd werden. De baggergronden LMM4, LMM5 en LMM6 worden aangeduid met LMM.

De bladeren werden verzameld door middel van een grote katapult (Mathias, 2001) voor hogere bomen (> 10 m) of met een uitschuifbare stokzaag voor bomen lager dan 10 m (Blair, 1995). Ongeveer 2000 cm^3 bladmateriaal werd per boom verzameld. Stof op de bladeren werd verwijderd, maar de bladeren werden niet gewassen. De stalen werden gedroogd gedurende 7 dagen bij 40°C , mechanisch gemalen (Pulverisette 14, Fritsch, Idar-Oberstein, Germany) en bewaard in bruine glazen flesjes tot de analyses uitgevoerd werden.

De aanplantingen op de terreinen MBM2 en BAML en een aanplanting op de kwekerij in Grimminge werden driewekelijks bemonsterd tussen juni en oktober om de opnamepatronen over een groeiseizoen te bepalen. Deze stalen waren een mengsel van

bladeren verzameld bij meer dan 20 bomen binnen de aanplanting. Bladhaantjes voeden zich met de bladeren van populier op het einde van de lente en werden handmatig verzameld op deze terreinen gedurende 4 weken in het begin van het groeiseizoen. De laatste bemonstering van de bladhaantjes viel samen met de eerste staalname begin juni. De concentraties aan Zn en Cd werden bepaald voor twee algemene soorten op populier (*Crepidodera aurata* Marsh. en *Fratora vitellinae* L.). De bladhaantjes werden per locatie en per soort opgesplitst in 3 herhalingen.

Tabel 2.2. Resultaten van ANOVA voor de invloed van leeftijd, kloon en plaats binnen de kwekerij op de bladconcentraties in de kwekerij in Grimminge met vermelding van de standaarddeviaties tussen haakjes

factor	waarde	Cd (mg/kg DS)	Zn (mg/kg DS)
leeftijd	éénjarig	3.6 (0.7)	92 (40)
	tweetjarig	2.7 (0.5)	101 (30)
	p-waarde	p < 0.001	p > 0.05
kloon (tweetjarig)	69037/2	2.9 (0.3)	119 (12)
	69038/1	2.2 (0.1)	60 (7)
	70045/1	3.3 (0.1)	138 (23)
	71085/1	3.1 (0.4)	108 (12)
	72030/7	2.5 (0.3)	100 (12)
	HAZENDANS	2.6 (0.3)	67 (9)
	HOOGVORST	2.3 (0.3)	121 (21)
	p-waarde	p < 0.001	p < 0.001
plot (tweetjarig)	A	2.8 (0.5)	105 (37)
	D	4.0 (0.5)	168 (25)
	p-waarde	p < 0.001	p < 0.001

In de kwekerij in Grimminge werd de invloed van kloon, leeftijd en plaats op de bladgehalten in een referentiesituatie onderzocht. De bodem in de kwekerij is een leembodem volgens de bodemkaart en heeft een pH-H₂O van 6.3±0.5 en 1.1% organisch materiaal (OM). Totale N- en P-concentraties zijn 1.1 resp. 0.7 g/kg DS. De totale bodemconcentraties aan Cd

en Zn (resp. 0.35 ± 0.15 en 112 ± 18 mg/kg DS) bevinden zich binnen het normale bereik voor bodems met een gelijkaardig klei- en organisch materiaalgehalte in Vlaanderen (Tack *et al.*, 1997). De bodem werd bemest met een mengsel van patentkali en superfosfaat met een jaarlijkse dosis van 400 kg/ha. Eén- en tweejarige populieren van 9 klonen werden op verschillende blokken binnen de kwekerij bemonsterd met 5 herhalingen (ongeveer 200 stalen). Alle klonen waren *Populus Trichocarpa* x *P. Deltoides* (TxD) kruisingen. De gegevens van de kwekerij laten toe een vergelijking te maken tussen (a) 1- en 2-jarige bomen voor 7 klonen binnen een blok, (b) 7 2-jarige klonen binnen een blok en (c) 3 2-jarige klonen voor 3 blokken. Deze gegevens werden gebruikt om de invloed van leeftijd, kloon en plaats op de bladgehalten in een referentiesituatie te bepalen. Alle bladbemonsteringen met uitzondering van de bladmonsters die gedurende het groeiseizoen verzameld werden, gebeurden in de tweede helft van augustus.

Om de Cd- en Zn-concentraties in de bladeren en de daarmee gepaard gaande variabiliteit te bepalen, werden telkens 4 bomen van dezelfde kloon en dezelfde leeftijd bemonsterd binnen een cirkel met een maximale diameter van 15m. Het gebruik van herhalingen resulteert in een plaats specifieke concentratie maar met een indicatie van de variabiliteit tussen de verschillende bemonsterde soorten. Op de baggergrond ZPT2 werden 4 bomen jaarlijks bemonsterd gedurende 4 jaar om zowel de ruimtelijke als de temporele variabiliteit te kunnen bepalen. Voor alle herhalingen werd de RSD berekend op zowel droge stof (DS) als droge as-basis (DA). Alle bemonsteringen, met uitzondering van de stalen die gedurende het groeiseizoen verzameld werden, gebeurden in de tweede helft van augustus.

Op de 4 plots op de baggergrond APVE, op de baggergrond BAML en op de 3 plots op de baggergrond AKM werd de strooisellaag bemonsterd in week 5 (begin februari 2002) en week 13 (eind maart 2002) met 5 herhalingen van 0.5 x 0.5 m (Van der Drift, 1963). Op alle plaatsen was het strooisel volledig verdwenen in week 24. Vijftien referentieplots in een spontaan wilgenbos werden als referentie bemonsterd. Twijgen, schorsfragmenten en ander materiaal dan bladeren werden niet bemonsterd om zo enkel strooisel van bladeren en kruiden over te houden. De strooiselhoeveelheden werden nat gewogen, gedroogd bij 40° C en opnieuw gewogen. De afbraaksnelheid voor strooisel werd uitgedrukt als het droge stof-gewichtsverschil tussen week 5 en week 13. Daarbij werd de totale strooiselhoeveelheid in week 13 gebruikt als indicatie voor de toestand van strooiselafbraak.

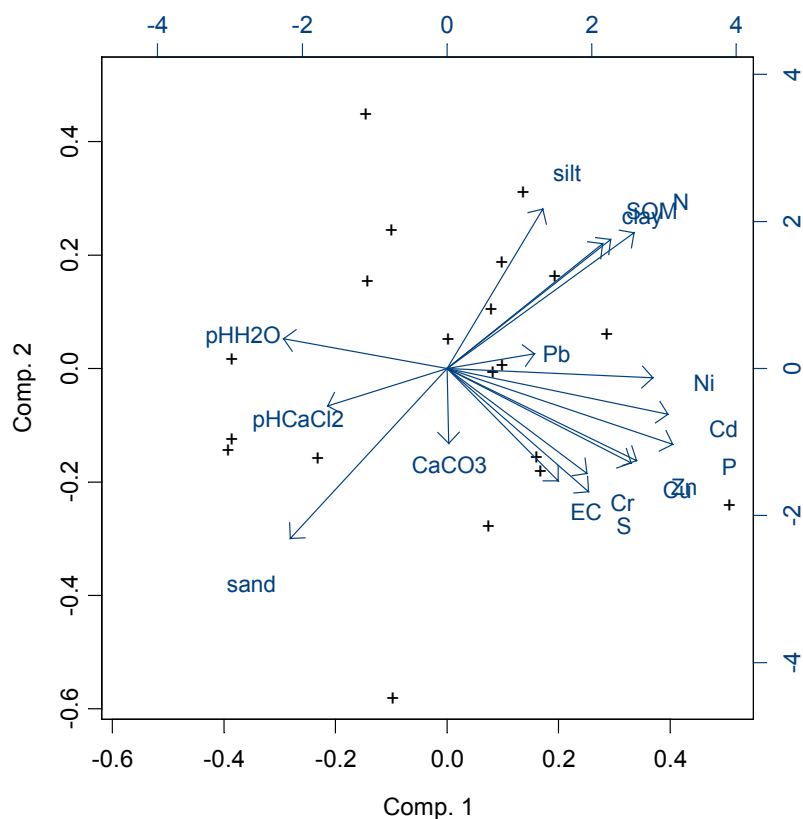


Fig. 2.2. PCA van de bodemconcentraties aan zware metalen en andere bodemeigenschappen voor de 21 bemonsterde baggergronden, waarbij 59% van de variatie verklaard wordt door de eerste 2 componenten (clay = klei, silt = leem, sand = zand, SOM = organisch materiaal).

2.2.3. Bodem- en bladanalyses en analyses van bladhaantjes

De gebruikte methodes voor de bodem- en bladanalyses en de kwaliteitscontrole werden in hoofdstuk 1 uitvoerig beschreven. Cd- en Zn-concentraties in de bladhaantjes werden gemeten met vlamatoomabsorptie (SpectrAA-10, Varian, Palo-Alto, CA) na destructie met HNO₃ en H₂O₂ (Tack *et al.*, 2000).

2.2.4. Statistiek

ANOVA en t-testen werden gebruikt voor de vergelijking van bladconcentraties voor klonen en locaties op de kwekerij in Grimminge nadat de variabelen getest werden op normaliteit en homoscedasticiteit. De meervoudige vergelijking van gemiddelden gebeurde

volgens de Sidak methode met 95% betrouwbaarheidsintervallen (Mathsoft, 1999). Luysaert (2001) vond dat de Cd-gehalten in 292 bladstalen van één boom op een baggergrond de normale verdeling volgden. Het gebruik van droge stof (DS, concentraties worden uitgedrukt op bladmassa na drogen bij 40°C) en droge as (DA, concentraties worden uitgedrukt op de bladmassa na verassen bij 500°C) als referentie voor de bladconcentraties werden geëvalueerd voor de 21 locaties op baggergronden op basis van de relatieve standaarddeviatie (RSD), ook gedefinieerd als de variatiecoëfficiënt. De verschillen tussen beide referentiebasissen werden getest met de gepaarde t-test. Voor de bepaling van het verband tussen bodem- en bladconcentraties werd lineaire regressie gebruikt na visuele controle van de geschiktheid van het lineaire model.

Normale, verhoogde en afwijkende bladconcentraties werden gedefinieerd op basis van de boxplot (Mathsoft, 1999) van de bladgegevens voor de kwekerij in Grimminge. Er waren geen uitbijter ('outliers') in de boxplot. De spreiding tussen de minimum en de maximum waarde werd beschouwd als de normale spreiding van bladgehalten voor populier in Vlaanderen. De verhoogde gehalten werden gedefinieerd als de maximum waarde verhoogd met drie keer de lengte van de boxplot (de interkwartiel waarde), en alle concentraties boven de bovengrens van de verhoogde waarden werden als afwijkend beschouwd.

2.3. Resultaten

2.3.1. Referentiewaarden

De bladgegevens van de kwekerij in Grimminge lieten toe om de vergelijking te maken tussen één- en tweejarige bomen, tussen zeven klonen en tussen twee plots binnen de kwekerij. De concentraties aan Cd waren significant hoger in de éénjarige bomen, maar de Zn-concentraties waren vergelijkbaar (Tabel 2.2). Voor de tweejarige bomen bleek dat de klonale verschillen in Cd- en Zn-concentraties voor eenzelfde plot binnen de kwekerij zeer significant waren ($p < 0.001$). Drie tweejarige klonen konden vergeleken worden voor twee plots binnen de kwekerij, en de Cd- en Zn-concentraties verschilden significant tussen beide plots ($p < 0.001$), terwijl er geen klonale verschillen gevonden werden.

De bladgehalten in de kwekerij in Grimminge worden dus beïnvloed door leeftijd, kloon en locatie binnen de kwekerij. We opteren ervoor om enkel de gegevens voor de tweejarige bomen in Grimminge (Tabel 2.3) te gebruiken voor het bepalen van referentiewaarden, omdat slechts vanaf deze leeftijd beworteling en vertakking optreedt. Algemeen gezien zijn de bladconcentraties aan Cd hoog relatief t.o.v. de bodemconcentraties. Niettegenstaande er een mogelijk effect is van het toedienen van Cd via superfosfaatbemesting, werden elders bij populieren op niet-bemeste locaties in de regio ook bladconcentraties tussen 0.7-4.6 mg Cd/kg DS en 254-422 mg Zn/kg DS gemeten (Vandecasteele *et al.*, 2000). *Populus* en *Salix* zijn 2 genera van de *Salicaceae*. voor *Salix* rapporteerden we in Hoofdstuk 1 referentiewaarden van 0.5-2.9 mg Cd/kg DS en 128-338 mg Zn/kg DS. Nissen & Lepp (1997) vonden Zn-concentraties in verschillende wilgensoorten in het Verenigd Koninkrijk tussen 82 en 296 mg Zn/kg DS. Eriksson en Ledin (1999) rapporteerden referentie-Cd-concentraties in bladeren tussen 0.31 en 1.96 mg/kg DS voor *Salix* op verschillende niet-gecontamineerde locaties in Zweden. Severson *et al.* (1992) vermeldden achtergrondconcentraties voor Kruiwilg (*Salix repens*) op de afgelegen Waddeneilanden in Duitsland van <0.9-3.8 mg Cd/kg DS en 130-480 mg Zn/kg DS. Cd-concentraties in populieren in Grimminge zijn iets hoger, terwijl de Zn-concentraties lager waren in de kwekerij. De bemonsterde populierenklonen op de kwekerij worden gekenmerkt door hoge bioconcentratiefactoren (BCFs) voor Cd, variërend tussen 6 en 12. Er kan algemeen aangenomen worden dat in referentiesituaties een hoge variabiliteit in de bladconcentraties van Cd en Zn aangetroffen zal worden.

2.3.2. Variantie

De gegevens voor de baggergrond ZPT2 (Fig. 2.3) tonen voor Cd een hogere variabiliteit tussen de bemonsterde bomen voor hetzelfde bemonsteringsjaar (25.9-40.9%) dan tussen de verschillende bemonsteringsjaren (2.8-12.2%), terwijl de variabiliteit voor Zn in beide situaties gelijkaardig zijn (10.3-31.1 vs. 11.9-31.9). Variantieanalyse wijst uit dat voor Cd en Zn het effect van de bemonsterde boom zeer significant was ($p < 0.01$), terwijl de invloed van het bemonsteringsjaar enkel voor Zn significant ($p = 0.04$) was. Er kan dus besloten worden dat variabiliteit tussen de bomen voor eenzelfde staalnamejaar groter is dan de variabiliteit tussen de verschillende staalnamejaren voor eenzelfde boom.

Tabel 2.3. Bladconcentraties voor Cd en Zn voor tweejarige populierenklonen in een referentiesituatie in de kwekerij in Grimminge

kruising (TxD)	Cd (mg/kg DS)	Zn (mg/kg DS)	RSD Cd (%)	RSD Zn (%)
69037/2	2.9	119	12	10
69038/1	2.2	60	5	11
69038/1	4.0	165	11	17
70045/1	3.3	138	3	17
71085/1	3.1	108	12	12
72030/7	2.5	100	12	12
BOELARE	2.0	115	11	20
HOOGVORST	2.3	121	15	17
HAZENDANS	2.6	67	10	14
69037/2	3.5	184	16	15
70045/1	4.4	159	10	12
normaal bereik	2.0-4.4	60-184		
verhoogde concentraties	4.4-7.5	184-317		
afwijkende concentraties	> 7.5	> 317		

Voor de bladconcentraties aan Cd en Zn waren de RSD-waarden hoger dan 20% voor bijna de helft van de locaties, en er was een significante positieve correlatie tussen de RSDs voor Cd en Zn ($r = 0.762$). RSD-waarden waren zeer weinig gecorreleerd met de blad- en bodemconcentraties. De RSD-waarden variëren sterk maar bevinden zich grotendeels binnen het interval voor de variatie van elementconcentraties tussen individuele planten bemonsterd op dezelfde locatie (Djingova & Kuleff, 1994). Djingova *et al.* (1996) rapporteerde een grote variatie in bladconcentraties, zelfs voor locaties met relatief lage en indirecte antropogene invloed. Ernst (1990) stelt dat RSD-waarden lager dan 20% normaal zijn, terwijl hogere waarden veroorzaakt kunnen worden door verhoogde milieustress. De RSD-waarden voor de stalen van de kwekerij (Tabel 2.3) zijn lager dan de waarden voor de stalen van de baggergronden. Deze resultaten bevestigen het belang van het bemonsteren van meerdere bomen per locatie om een idee te hebben van de variatie binnen de locatie.

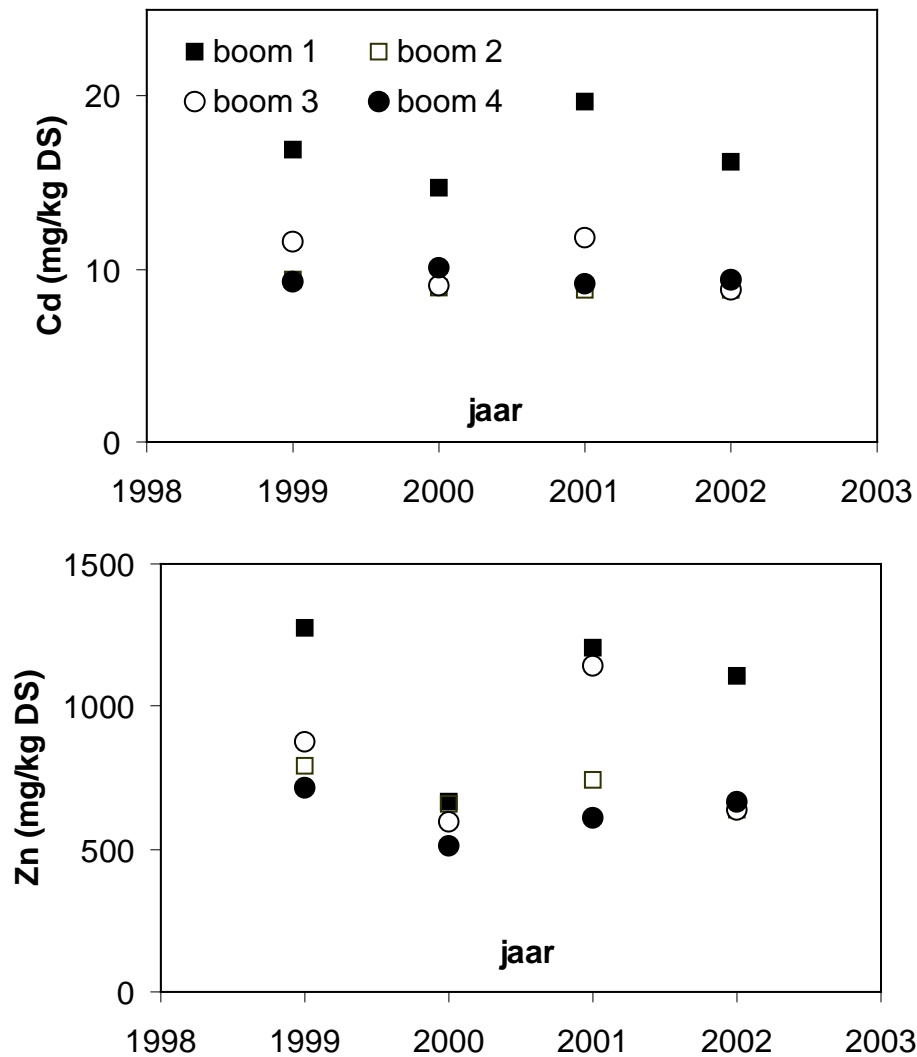


Fig. 2.3. Bladconcentraties aan Cd en Zn in 4 populieren op de baggergrond ZPT2 bij bemonsteringen gedurende 4 opeenvolgende jaren.

Het gebruik van droge as als gewichtsbasis resulteerde in een daling van de RSD met 2.3% voor Cd (gepaarde t-test, $p < 0.05$) en met 2.8% voor Zn (gepaarde t-test, $p < 0.01$), maar de absolute verschillen varieerden sterk. RSD-waarden voor beide gewichtsbasisen waren sterk positief gecorreleerd ($R^2 = 0.944$ voor Cd en 0.847 voor Zn). Het gebruik van DA als gewichtsbasis voor bladconcentraties leidde niet tot een systematisch lagere RSD-waarde voor Cd en Zn in tegenstelling tot de resultaten van Luysaert (2001) voor Cd en Claussen (1990) voor Pb. Omdat de meeste bladconcentraties nog steeds op DS-basis gerapporteerd worden en er geen eenduidig voordeel is bij het gebruik van DA, stellen we voor om de gegevens op droge stofbasis te rapporteren.

2.3.3. Evolutie van de bladconcentraties tijdens het groeiseizoen

Zowel in de kwekerij als op de baggergronden steeg de Zn-concentratie in de bladeren sterk gedurende het groeiseizoen (Fig. 2.4). Voor de baggergrond MBM2 werden de hoogste waarden eind oktober (week 42) gemeten, terwijl de hoogste waarden in de kwekerij maximaal waren tussen week 36 en 40. Er konden geen stalen meer verzameld worden op de baggergrond BAML na week 36 omdat er een zware roestaantasting en als gevolg daarvan een vervroegde bladval was. De absolute concentraties waren verschillend voor de 3 locaties, maar de toename was vergelijkbaar. Voor Cd was de toename van de concentratie in de bladeren veel sneller dan op de andere locaties en de concentraties waren maximaal in week 40. Ernst (1990) beschrijft 4 opnamepatronen in bladeren en besluit dat alle niet-essentiële elementen (bijv. Cd) accumuleren bij het ouder worden van de bladeren. Het terrein MBM2 is een recente aanplanting op een nat terrein dat gedurende de winter en de lente onder water staat. De redoxpotentiaal is een bepalende factor in de biobeschikbaarheid van zware metalen in bodems en sedimenten (Gambrell & Patrick, 1989). Van den berg *et al.* (1998) besluiten dat schommelende hydrologische omstandigheden met tijdelijke overstromingen resulteren in een hogere concentratie aan zware metalen in het poriënwater gedurende de zomer als gevolg van de afbraak van organisch materiaal en het oplossen van sulfiden.

2.3.4. Relatie tussen bodem- en bladconcentraties

Slechts 13 van de 84 stalen bevinden zich in het normale bereik voor Cd zoals gedefinieerd in Tabel 2.3. Deze stalen zijn bijna allemaal afkomstig van de licht verontreinigde baggergrond APVE. 23 Stalen bevinden zich in het afwijkende bereik, terwijl 48 stalenafwijkende bladconcentraties hebben. Slechts 1 staal had een Zn-concentratie binnen het normale bereik. Bladconcentraties tot 1557 mg Zn/kg DS en 58.2 mg Cd/kg DS werden gemeten. De 40 tot 90 cm dikke oligotrofe afdeklaag verhinderde niet dat er afwijkende bladconcentraties gemeten werden op de baggergronden LMM6, LMM5, ZPT2 en ELUZ. Voor kalkrijke baggergronden afgedekt met een niet-gecontamineerde kleilaag bleek dat de opname van zware metalen door wortels die doorheen de afdeklaag groeiden veel belangrijker is dan de opwaartse migratie van opgeloste pollutanten (van Noordwijk *et al.*, 1995). De verticale wortelverdeling werd opgemeten op twee afgedekte baggergronden. Voor de

terreinen ZPT2 en LMM6 werd 28% en 69% van de totale wortelmasa < 5 mm aangetroffen op een diepte groter dan 90 cm. Voor drie referentielocaties op alluviale bodems werd slechts 8-18% van de totale wortelmasa aangetroffen op meer dan 90cm diepte (Van Slycken & Baeyens, 1990).

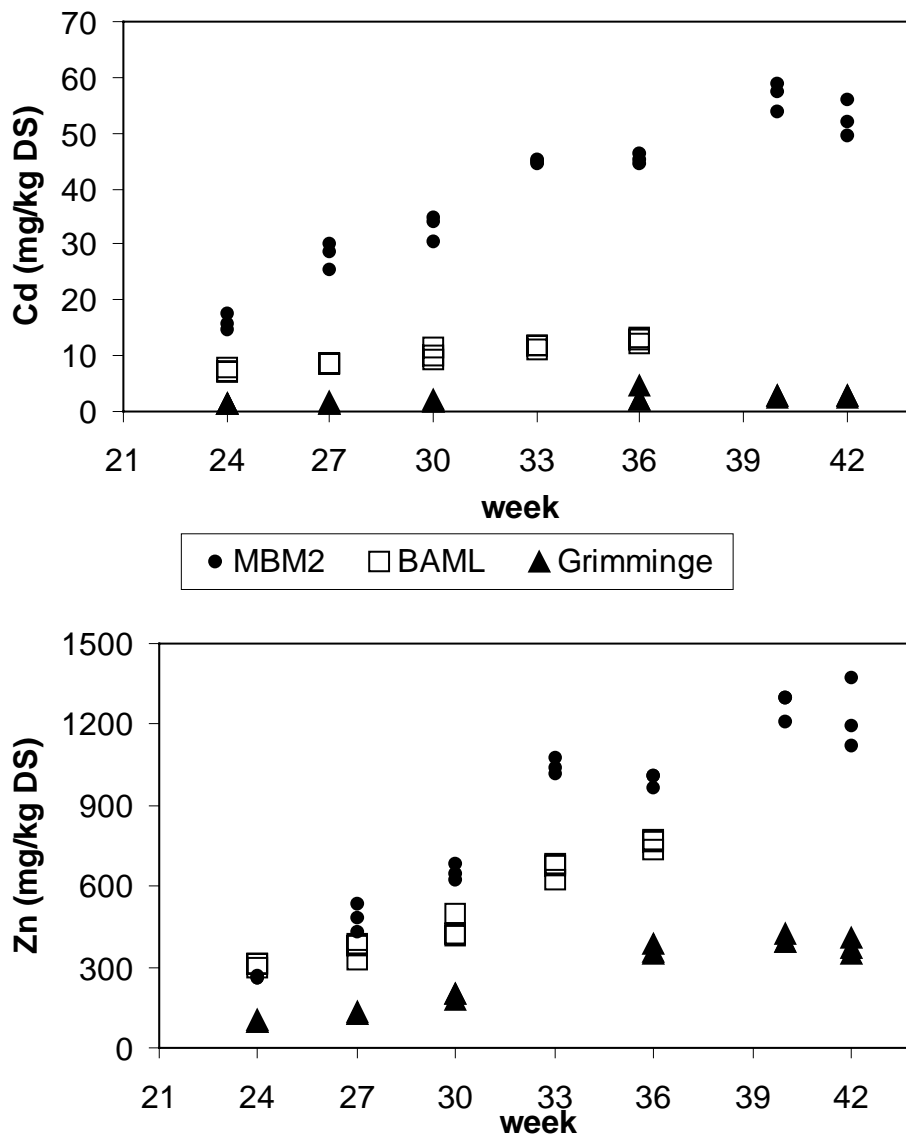


Fig. 2.4. Evolutie van de bladconcentraties aan Cd en Zn bij populieren op 2 verontreinigde baggergronden en een kwekerij, bemonsterd met 3 herhalingen tussen juni en oktober.

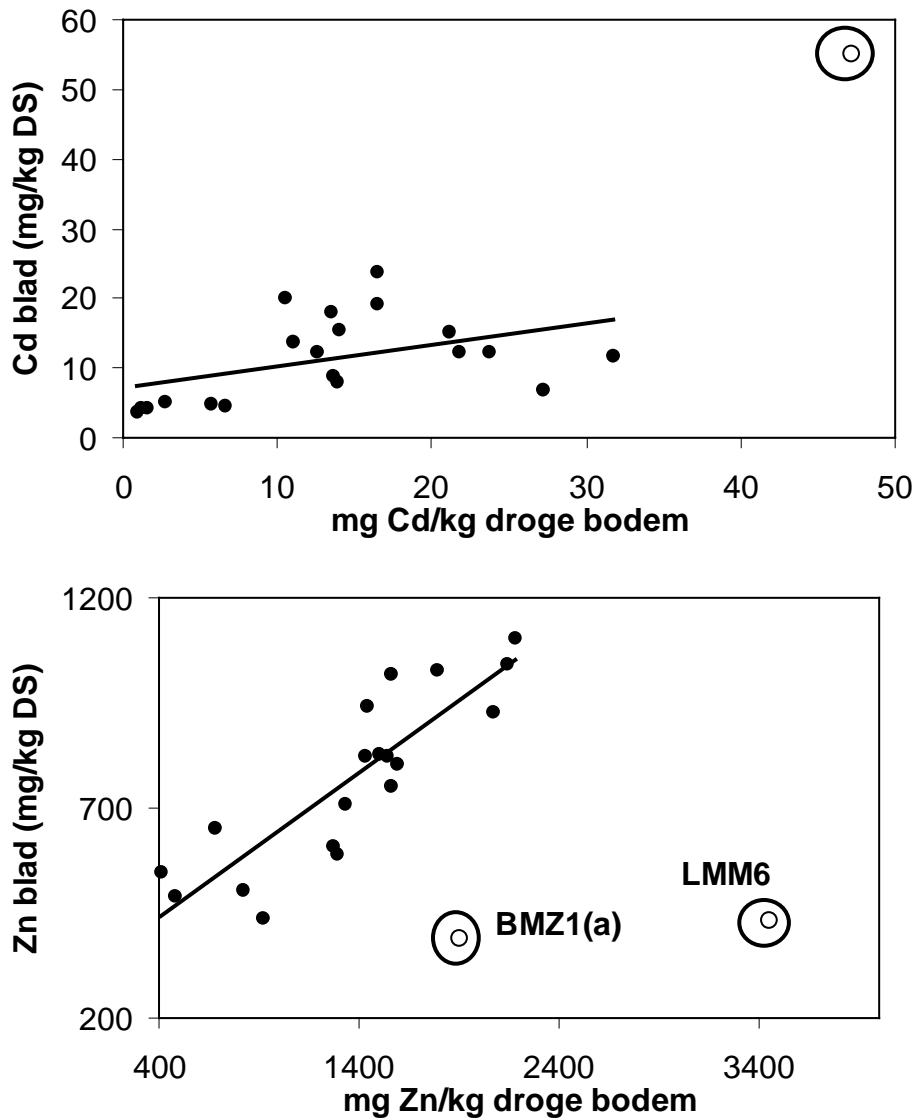


Fig. 2.5. Gemiddelde bladconcentraties aan Cd en Zn uitgedrukt op droge-stofbasis als functie van de bodemconcentraties voor de populieren die met 4 herhalingen bemonsterd werden op 21 baggergronden. De afwijkende concentraties voor Cd bij MBM2 en de afwijkende metingen voor Zn werden omcirkeld.

Voor alle bemonsterde locaties werd een lineair verband vastgesteld tussen bodem- en bladconcentraties aan Zn (Fig. 2.5). Vóór lineaire regressie toegepast werd, werden de gegevens voor de baggergrond LMM6 (terrein met een extreem hoge Zn-concentraties in de bodem) en het terrein BMZ1(a) (uitbijter voor bladconcentraties aan Zn) uit de dataset verwijderd. De voorspellende kracht van de relatie tussen bodem- en bladconcentraties voor Zn ($y = 0.345x + 298$) die getest werd met lineaire regressie, is hoog ($R^2 = 0.747$, $p < 0.001$). Voor de verwerking van de gegevens voor Cd werd de MBM2 site niet gebruikt omdat de bodemconcentraties te afwijkend waren. De R^2 voor de relatie tussen Cd-concentraties in

bodem en bladeren ($y = 0.309 x + 7.2$, $p = 0.05$) is zeer laag ($R^2 = 0.198$). Relatief t.o.v. wilgen (Hoofdstuk 1) blijkt dat populieren in referentiesituaties hogere bladconcentraties aan Cd en Zn vertonen, terwijl de concentraties gemeten in de bladeren op baggergronden relatief lager zijn t.o.v. de bodem.

De bioconcentratiefactoren (BCF) waren hoger voor Cd dan voor Zn op alle locaties (Tabel 2.1). De BCF voor Zn in de bladeren waren het hoogst voor de baggergrond APVE, terwijl voor de andere terreinen waarden lager dan 0.7 berekend werden. De BCF-waarden voor Cd waren het hoogst voor de locaties met de laagste Cd-concentraties in de bodem. De Cd:Zn-verhouding in de bladeren was het hoogst voor de plaatsen met de hoogste Cd:Zn-verhoudingen in de bodem (resultaten niet weergegeven). Er wordt een verhoogde relatieve Cd-opname vastgesteld bij de overgang van bodem naar blad aangezien de Cd:Zn-verhoudingen gemiddeld twee keer hoger waren in de bladeren t.o.v. de bodem.

2.3.5. Strooiselafbraak

De strooiselafbraak voor de 4 bemonsterde locaties op de baggergrond APVE werd vergeleken met de strooiselafbraak voor de baggergrond BAML en de 3 locaties op de baggergrond AKM2. Zowel KHZ1 als MBM2 konden niet bemonsterd worden aangezien deze terreinen de hele winter onder water stonden. Alle locaties van APVE werden gekenmerkt door lage initiële strooiselhoeveelheden in februari (Tabel 2.4), terwijl de hoeveelheden aangetroffen op AKM2 en BAML eerder hoog waren. In week 13 werd er geen strooisel meer aangetroffen bij APVE. De absolute strooiselafbraak was het grootst voor AKM2 en BAML waar 239 g DS/m² strooisel afgebroken werd tussen februari en maart. Op alle bemonsterde locaties was het strooisel volledig verdwenen in week 24. Algemeen kan er besloten worden dat er een normale strooiselafbraak vastgesteld werd.

Tabel 2.4. Strooiselhoeveelheden (g DS/m²) voor verschillende locaties (BAG: baggerslibstorten) op twee tijdstippen (februari: week 5, maart: week 13)

Locatie	Plots (n)	februari (week 5)	maart (week 13)
APVE	20	89.6	0
AKM2+ BAML	20	384	144.8
Niet-verontreinigde wilgenbossen	80	140.4	27.56
Wilgenbossen op baggergronden	30	154.6	43.2

2.3.6. Cd- en Zn-opname door bladhaantjes

Bladhaantjes werden aangetroffen op populier in mei en juni. In deze periode vertoonden de populieren de laagste bladconcentraties aan Cd en Zn. Voor zowel *Crepidodera aurata* en *Fratona vitellinae* werden normale Zn-concentraties gemeten in vergelijking met de referentielocatie, terwijl de Cd-concentratie 3 keer hoger was voor BAML en 4 keer hoger voor MBM2 (Fig. 2.6). De BCF-waarden doorheen de bodem-blad-bladhaantjes zijn gelijk aan of groter dan 1 voor zowel Cd en Zn voor de kwekerij in Grimminge in tegenstelling tot BAML en MBM2. Daarnaast blijkt dat beide soorten bladhaantjes een gelijkaardige Cd:Zn-verhouding hebben, en deze verhoudingen waren gelijk voor haantjes en bladeren. De Cd:Zn-verhouding was het hoogst voor de meest verontreinigde locatie, zowel voor de bodem, de bladeren als de bladhaantjes (Tabel 2.5). Algemeen kan er besloten worden dat de zware metalen minder beschikbaar zijn in de baggergronden (lagere BCFs) maar dit effect wordt gedeeltelijk tenietgedaan door de hogere bodemconcentraties, waardoor toch verhoogde bladconcentraties en concentraties in de bladhaantjes gemeten worden. De Cd:Zn-verhouding neemt duidelijk toe tussen bodem en blad, maar niet tussen blad en bladhaantjes. Enkel voor Cd werden hogere lichaamsconcentraties in de bladhaantjes gevonden t.o.v. de referentielocatie.

Tabel 2.5. BCF voor Cd en Zn, en de Cd:Zn-verhouding in bodem, bladeren en de bladhaantjes *Fratora vitellinae* L. (“FRAT”) en *Crepidodera aurata* Marsh. (“AUR”) voor de kwekerij in Grimminge en de baggergronden BAML en MBM2. De berekeningen werden op een droge stofbasis uitgevoerd

		Grimminge	BAML	MBM2
	bodem => blad	3.1	0.7	0.3
BCF Cd	blad => AUR	1.0	0.7	0.4
	blad => FRAT	1.3	0.8	0.6
	bodem => blad	0.9	0.2	0.1
BCF Zn	blad => AUR	1.1	0.4	0.4
	blad => FRAT	1.3	0.5	0.6
	bodem	0.004	0.008	0.022
Cd:Zn	blad	0.016	0.024	0.061
	AUR	0.015	0.044	0.065
	FRAT	0.016	0.038	0.064

2.4. Discussie

Populieren die groeien op verontreinigde baggergronden vertoonden bladconcentraties aan Cd en Zn die significant hoger zijn dan in referentiesituaties. De resultaten suggereren dat populieren gebruikt kunnen worden om de relatieve beschikbaarheid van zware metalen op verschillende baggergronden te vergelijken. Onder gestandaardiseerde omstandigheden kunnen populierenstekken gebruikt worden voor laboproeven. Toekomstig onderzoek moet gericht zijn op de uitbreiding van de kennis van zware metalen bij verschillende klonen, naast het bepalen van de invloed van waterverzadiging van de bodems (bijvoorbeeld bij overstromingen) op de opname van zware metalen.

Twee evaluatiecriteria kunnen gebruikt worden om het risico van verhoogde bladconcentraties aan zware metalen te bepalen: enerzijds moet de toxiciteit voor de plant zelf bepaald worden, anderzijds moet de relatieve biobeschikbaarheid van de zware metalen in de bladeren voor hogere trofische niveaus beoordeeld worden. De negatieve effecten van zware metalen voor populieren zijn divers, maar duidelijk gedefinieerde toxische bladconcentraties

zijn niet beschikbaar in de literatuur. Door het ontbreken van duidelijk fytotoxische waarden kunnen er geen maximum bodemconcentraties aan zware metalen voor baggergronden bepaald worden. We hebben geen duidelijke effecten van acute toxiciteit aangetroffen, zoals bijvoorbeeld vertraagde groei of hoge sterfte. Godbold *et al.* (1991) vonden voor klonen van *Populus tremula* een verminderde CO₂-opname in de bladeren, en een lager water- en chlorofylgehalte als gevolg van Cd-toxiciteit. Het bepalen en evalueren van de invloed van bodemverontreiniging op boomgroei en metabolisme vereist dus meer gedetailleerde technieken.

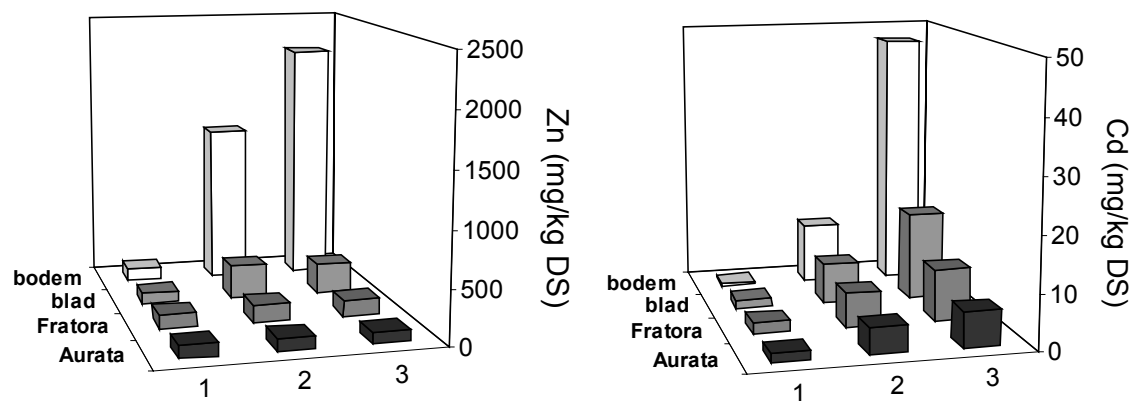


Fig. 2.6. Cd- en Zn-concentraties in bodem, populierenbladeren en de bladhaantjes *Fratore vitellinae* L. (“Fratore”) en *Crepidodera aurata* Marsh. (“Aurata”) voor de kwekerij in Grimminge (1), de baggergrond BAML (2) en de baggergrond MBM2 (3).

Een ander evaluatiecriterium voor de bladconcentraties aan Zn en Cd is de beschikbaarheid en toxiciteit voor biota die zich voeden met vers bladmateriaal. De bladhaantjes vertoonden normale lichaamsconcentraties aan Zn maar duidelijk hogere Cd-concentraties. Zowel voor Cd als voor Zn waren de BCF-waarden voor bladhaantjes echter lager dan 1 op baggergronden. De normale lichaamsconcentraties aan Zn bij de bladhaantjes kunnen veroorzaakt worden door matigheid, excretie of specificiteit bij de voeding (Merrington *et al.*, 2001). We vonden geen verminderde relatieve opname van Cd langsheen de bodem-plant-herbivoor keten zoals werd beschreven door Merrington *et al.* (2001) voor een landbouwgrond. Er is meer onderzoek vereist naar de effecten van verhoogde bladconcentraties aan Cd op herbivore insecten.

Populieren vertonen geen abnormale groei of ander negatief effect, en daarom moet het functioneren van het habitat beoordeeld worden op basis van kritische processen zoals

strooiselafbraak. Een kenmerk van sommige ecosystemen verontreinigd met zware metalen is de lagere afbraaksnelheid van het strooisel (Martin & Bullock, 1994). Bij de evaluatie van de bladconcentraties aan Cd en Zn moet er rekening gehouden worden met het feit de bladconcentraties toxisch kunnen zijn voor organismen van hogere trofische niveaus, vooral dan voor strooiselorganismen. NOEC-waarden voor *Porcellio scaber* bedragen 10 mg Cd/kg DS gebaseerd op reproductie (van Straalen en Denneman, 1989) en 1000 mg Zn /kg DS gebaseerd op verminderde voedselconsumptie (Drobne en Hopkin, 1995). Het gebruik van deze waarden in de regressievergelijking levert relatief hoge bodemconcentraties op (12 mg Cd/kg DS en 2275 mg Zn/kg DS) die aanvaardbaar zijn voor het aanplanten van populieren. Op de baggergronden APVE, AKM2 en BAML werd gedurende de winter en de vroege lente een normale strooiselafbraak vastgesteld. Het dient benadrukt te worden dat zelfs bij de meest verontreinigde locaties waar reeds oudere populieren staan (> 25 jaar) er een normale strooiselafbraak vastgesteld werd aangezien er geen strooisel meer aangetroffen werden bij de bladstaalnames in augustus.

De totale bladbiomassa in een 17-jarig populierenbestand in Balegem bedroeg 3400 kg DS/ha (Meiresonne, mondelinge mededeling). Het toepassen van deze waarde als schatting voor de bladbiomassaproductie op een baggergrond leidt tot de conclusie dat jaarlijks slechts 0.03% van de hoeveelheid Cd en 0.05% van de hoeveelheid Zn in de bodem circuleren bij een bodem met 10 mg Cd/kg DS en 2000 mg Zn/kg DS over een diepte van een meter. Deze relatief lage gemobiliseerde hoeveelheid kan veel meer biobeschikbaar zijn dan de hoeveelheid Cd en Zn in de bodem. Uit onze resultaten kan er besloten worden dat relatief t.o.v. de bodemsituatie de afwijkende bladgehalten op korte termijn geen bedreiging vormen voor de omgeving. Op lange termijn is het belangrijk om gedetailleerde metingen te verrichten tijdens de strooiselafbraak om de toxiciteit van verhoogde bladgehalten voor strooiselorganismen het functioneren van het habitat te evalueren.

Hoofdstuk 3. Maximum toelaatbare Cd-gehalten in de bodem van kalkrijke alluviale gronden onder akkerbouw, gebaseerd op gegevens voor maïs

3.1. Inleiding

Verhoogde bodemconcentraties aan zware metalen werden aangetroffen in de alluviale gebieden langs de bevaarbare waterlopen als gevolg van overstromingen (Cottenie & Verloo, 1985, Swennen et al., 1997) en landberging van baggerspecie (Vandecasteele et al., 2002, Vandecasteele et al., 2000b). Deze verhoogde bodemconcentraties in baggergronden kunnen aanleiding geven tot hogere plantbeschikbaarheid van zware metalen (Singh et al., 1998; Tack et al., 1998). Het gebruik van baggergronden voor landbouw kan door de graad van bodemverontreiniging onaanvaardbaar zijn (Gambrell & Patrick, 1988). Vooral de teelt van bepaalde eetbare gewassen op verontreinigde baggergronden is niet aangeraden aangezien in de eetbare delen Cd-concentraties boven de toegelaten waarden aangetroffen werden (Smilde et al., 1982).

Maïs wordt in Vlaanderen grotendeels geteeld als snijmaïs om gebruikt te worden als groenvoeder. De huidige normering is gebaseerd op de EU richtlijn voor Cd in groenvoeders (1999L0029) omgezet in de Belgische wetgeving op 12/02/1999 (BS 21/04/99). In dierenvoeders van plantaardige oorsprong met een vochtgehalte herleid tot 12% is het maximum toelaatbare Cd-gehalte 1 mg/kg, of na omrekening naar droge stof (DS), 1,14 mg Cd/kg DS. De opname van Cd en Zn door planten is functie van de bodemeigenschappen. Gambrell & Patrick (1989) vonden lagere Cd- en Zn-concentraties in maïs wanneer de baggergrond meer gereduceerd werd. Vooral de kolonisatie met mycorrhiza (Guo et al., 1996) en productie van organische zuren in de wortels (Nigam et al., 2001) spelen een belangrijke rol bij de Cd-mobilisatie en opname door maïs.

Verhoogde Cd-concentraties in maïs op verontreinigde bodems werden gerapporteerd door verschillende auteurs (bijv. van Driel et al., 1995). De Cd-opname in de wortels van maïs is veel hoger dan in de bovengrondse delen (Guo et al., 1996; Lozano-Rodriguez et al., 1997; Joner en Leyval, 2001; Nigam et al., 2001), terwijl in een veldproef

vastgesteld werd dat Zn-concentraties het hoogst waren in de bladeren, iets lager in de stam en de wortels en het laagst in de kolven (Wenger et al., 2002). Bourrie et al. (1998) stelden in een veldproef met artificieel verontreinigde bodems vast dat de concentraties in de korrels relatief laag zijn t.o.v. de andere bovengrondse delen. In tegenstelling tot andere gewassen bleek dat de groei van maïs relatief weinig beïnvloed werd door de verontreinigingsgraad van de bodem (Lozano-Rodriguez et al., 1997; Bourrie et al., 1998; Wenger et al., 2002).

In dit hoofdstuk worden de resultaten voorgesteld van een inventarisatieproject waarbij maïs bemonsterd werd op alluviale bodems en baggergronden met uiteenlopende graad van verontreiniging. De verzamelde gegevens worden gebruikt voor het bepalen van een maximum toelaatbare Cd-concentratie in de bodems van alluviale gebieden voor akkerbouw. Deze bovengrens wordt berekend op basis van 2 criteria: (a) een 50% en (b) een 90% probabiliteit op het overschrijden van de norm voor Cd in voedergewassen. Er wordt ook getest of bladstaalnames in augustus toelaten de concentraties op het oogsttijdstip te voorspellen.

3.2. Materiaal en methoden

3.2.1. bemonstering van bodem en planten

Er werden bladstalen van maïs verzameld op 86 punten verspreid over alluviale bodems en baggergronden langs de Bovenschelde, de Zeeschelde, de Leie, de Durme en het kanaal Gent-Brugge (Fig. 3.1) met een spreiding aan bodemeigenschappen en graad van bodemverontreiniging (Tabel 3.1).

Bij de bladstaalnames van maïs werden er in een straal van 1 meter rond het monsternamepunt van de bodemmonsters voldoende volgroeide en gezonde bladeren afgeknipt. De bladstalen van maïs werden in de tweede helft van augustus (week 33) verzameld. Ongeveer 2000 cm³ bladmateriaal werd verzameld op elke locatie. Stof op de bladeren werd verwijderd, maar de bladeren werden niet gewassen. De stalen werden gedroogd gedurende 7 dagen bij 40°C, mechanisch gemalen (Pulverisette 14, Fritsch, Idar-Oberstein, Duitsland) en bewaard in bruine glazen flesjes tot de analyses uitgevoerd werden.

Om de variabiliteit van de bemonstering te bepalen, werden voor 14 locaties telkens 4 onafhankelijke bladmonsters genomen binnen een cirkel van 1m diameter rond het monsternamepunt van de bodem. De gebruikte bodemgegevens zijn afkomstig van bemonsteringen van de Ap-horizont, waarvan de dikte varieerde tussen 25 en 40 cm.

Voor 2 verontreinigde locaties werden bladstalen (met 4 herhalingen) verzameld in augustus (week 33) en eind september (week 39). Bij het bemonsteren van de 2 locaties eind september werden tergelijktijd ook stalen van de maïsstengels (eveneens met 4 herhalingen) verzameld. Enkel het deel van de stengel tussen 50 en 100 cm hoogte werd bemonsterd.

Tabel 3.1. Beschrijvende bodemgegevens voor de Ap-horizont van de bemonsterde locaties (n = 86)

	Min.	10de Perc.	Gemiddelde	Mediaan	90de Perc.	Max.
Cd (mg/kg DS)	0.2	0.3	5.8	2.5	22.9	29.0
Cr (mg/kg DS)	12	29	394	133	1545	2769
Cu (mg/kg DS)	5	8	72	47	154	449
Ni (mg/kg DS)	4	6	23	21	47	58
Pb (mg/kg DS)	5	10	152	100	292	771
Zn (mg/kg DS)	34	67	776	515	2026	3556
% klei	3	8	22	21	39	48
P (g/kg DS)	0.4	0.6	2.2	1.4	6.0	7.1
S (g/kg DS)	0.2	0.3	1.1	0.8	2.2	8.7
N (g/kg DS)	0.2	0.9	2.6	2.7	4.2	5.6
% CaCO₃	0.1	1.4	5.3	5.4	9.2	10.0
% OC	0.2	0.5	2.4	2.4	4.5	5.4
pH-H₂O	5.9	7.0	7.5	7.6	8.1	8.3
pH-CaCl₂	5.2	6.2	7.0	7.2	7.6	7.9
EC (μS/cm)	34	102	276	174	547	2073

3.2.2. Blad- en bodemanalyses

De gebruikte methodes voor blad- en bodemanalyses werden reeds in hoofdstuk 1 uitvoering besproken. De bepalingslimiet voor Cd in de bladeren en de bodem bedroeg resp. 0,35 en 0,50 mg/kg DS. Waarden kleiner dan deze limiet werden gelijkgesteld aan resp. 0,18 en 0,25 mg Cd/kg DS.

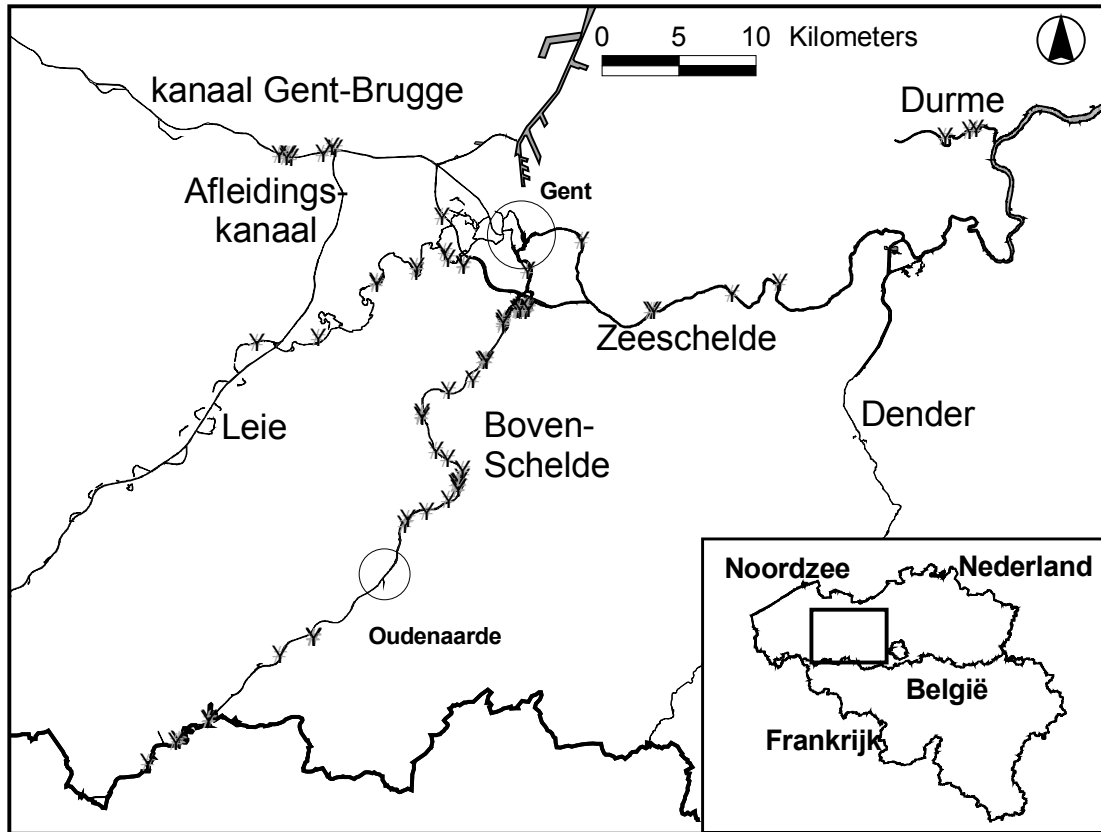


Fig. 3.1. Het studiegebied met aanduiding van de bemonsterde locaties

3.2.3. Statistiek

De bodemgegevens werden gevisualiseerd met PCA om de correlaties tussen de bodemparameters te kunnen inschatten. Het verband tussen bodem- en bladconcentraties voor Cd en Zn werd getest met lineaire regressie nadat zowel de bodem- als de bladgegevens log₁₀-getransformeerd werden. De gegevens over de bladconcentraties aan Cd werden in klassen verdeeld op basis van de bodemconcentratie, en voor elke klasse werd het procentueel aantal stalen berekend waarbij de norm overschreden werd. Deze gegevens werden uitgezet in een histogram. De bodemconcentratie met 50 resp. 90% kans voor het overschrijden van de norm voor groenvoerders werd bepaald op basis van dit histogram.

3.3. Resultaten

De bodemgegevens van de bemonsterde locaties worden samengevat in Tabel 3.1. Er werden op bepaalde terreinen vrij hoge bodemconcentraties aan Cd, Cr en Zn gemeten in vergelijking met de bodemsaneringsnormen voor landbouwgronden. De gemeten concentraties voor Cu en Pb overschreden in mindere mate de bodemsaneringsnormen. Algemeen kan gesteld worden dat de meeste bodems een hoge pH hebben en ook een zekere hoeveelheid CaCO₃ bevatten. Uit de PCA (Fig. 3.2.) blijkt dat er een sterk verband is tussen de bodemconcentraties aan zware metalen onderling, en tussen de zware metalen en de andere bodemeigenschappen. Zowel voor Cd en voor Zn werd er een sterk verband tussen bodem- en bladconcentraties voor de alluviale bodems gevonden (Fig. 3.3):

$$\text{Log}_{10}(\text{Znblad}) = 0.417 + 0.603 \cdot \text{Log}_{10}(\text{Znbodem}), p < 0.0001, R^2 = 0,714$$

$$\text{Log}_{10}(\text{Cdblad}) = -0.463 + 0.667 \cdot \text{Log}_{10}(\text{Cdbodem}), p < 0.0001, R^2 = 0,610$$

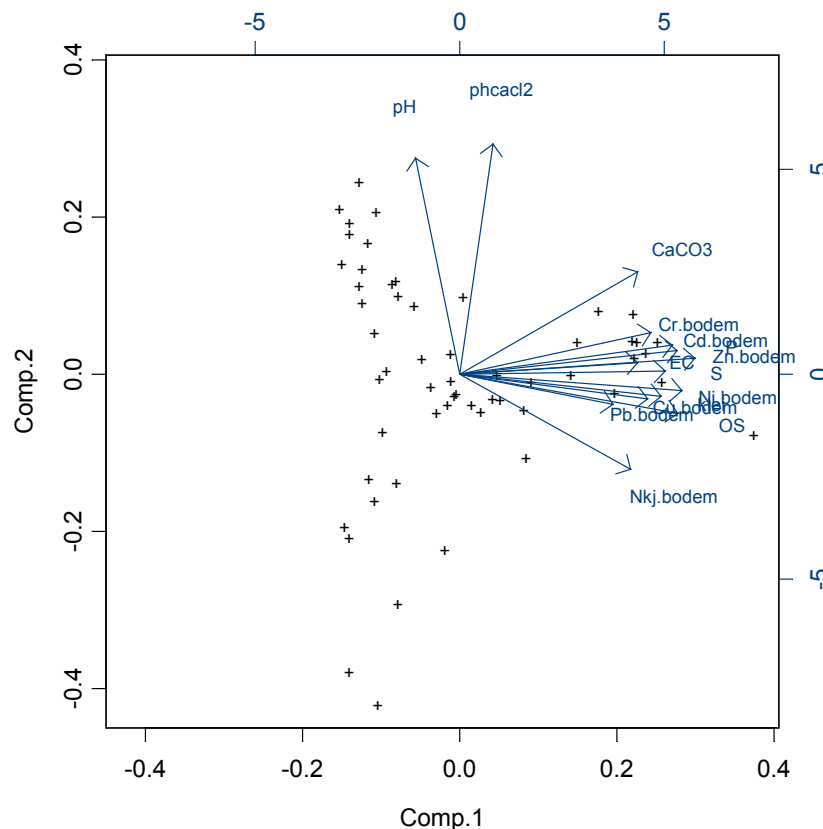


Fig. 3.2. PCA van de bodemgegevens, waarbij 74% van de variatie verklaard wordt door de eerste twee componenten

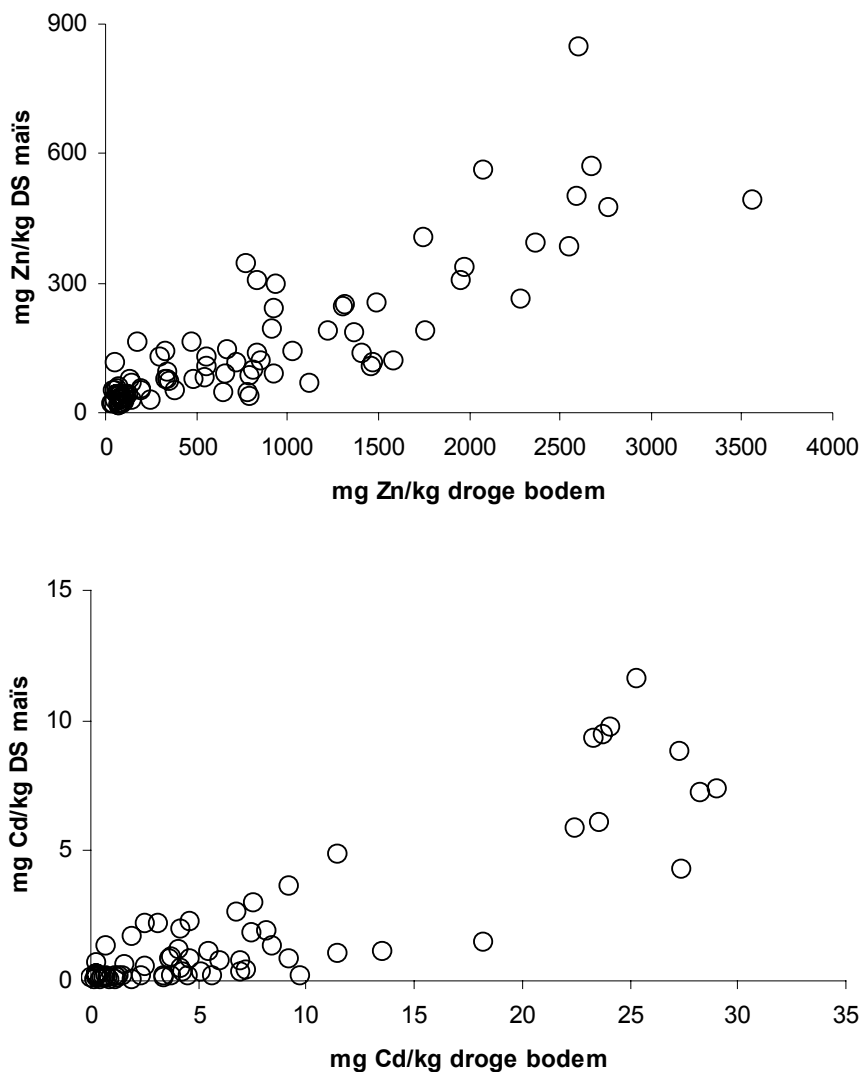


Fig. 3.3. Het verband tussen bodem- en bladconcentraties aan Zn en Cd voor maïs

Via het histogram en logistische regressie werd de bodemconcentratie berekend waarbij er 50 resp. 90% kans bestaat dat de norm voor voedergewassen in de bladeren overschreden wordt (Fig. 3.4). Dit leverde bodemconcentraties van 7 resp. 11.5 mg Cd /kg droge bodem op.

Voor 2 locaties werden bladstalen (4 herhalingen) verzameld half augustus en eind september. Er werden bij het toepassen van ANOVA geen significante verschillen gevonden tussen beide tijdstippen en tussen de locaties ($p > 0.05$). Toch waren de gemiddelde Cd-concentraties hoger in week 39 (Tabel 3.2). Bladstalen die halfweg augustus verzameld werden, laten dus toe om de bladconcentraties bij de oogst te beoordelen.

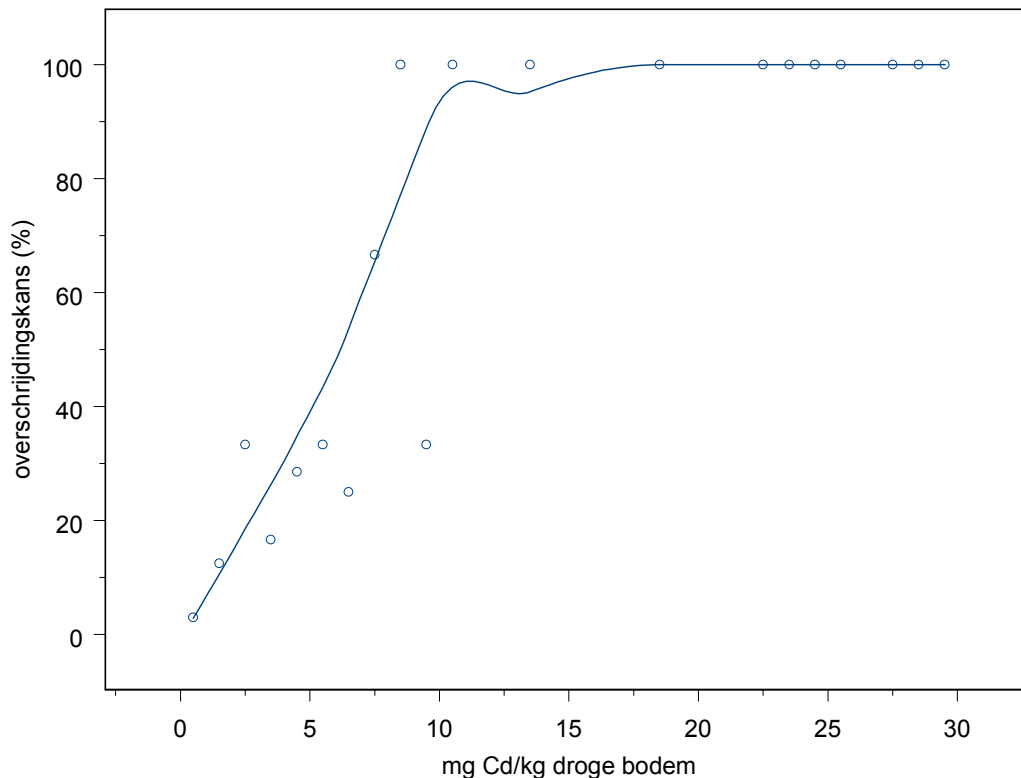


Fig. 3.4. Histogram met de kans op overschrijding van de Cd-norm voor groenvoeders in functie van de bodemconcentratie aan Cd

Bij het bemonsteren van de 2 locaties eind september werden tegelijkertijd ook stalen van de maïsstengels verzameld. Via ANOVA werd er voor Cd een significant verschil ($p = 0.0137$) tussen stengel (2.6 mg Cd/kg DS) en blad (5.2 mg Cd/kg DS) vastgesteld, en dit voor beide locaties. Cd-concentraties zijn dus dubbel zo hoog in bladeren t.o.v. stengels (Tabel 3.3). Voor Zn werd er geen verschil tussen stengel en blad gevonden, maar er was wel een significant verschil tussen de locaties ($p = 0.0250$).

3.4. Discussie

De hoogste Zn-concentratie die gemeten werd in een veldproef was 1665 mg/kg DS (Wenger et al., 2002) voor een artificieel verontreinigde bodem (800 mg/kg droge bodem). Bourrie et al. (1998) vonden bladconcentraties tot 7.8 mg Cd /kg DS voor een artificieel verontreinigde bodem met 50 mg Cd/kg droge bodem. De hoogste concentraties die in deze studie gemeten werden, bedroegen 848 mg Zn/kg DS en 11.6 mg Cd/kg DS. Van Driel et al.

(1995) rapporteerden concentraties van 1.89 mg Cd/kg DS en 152 mg Zn/kg DS voor een kalkrijke baggergrond met 20.2 mg Cd/kg droge bodem en 1291 mg Zn/kg droge bodem. Lagriffoul et al. (1998) stelden op basis van een experiment met maïs-zaailingen onder sterk gecontroleerde omstandigheden vast dat symptomen van morfologische Cd-toxiciteit pas optraden bij concentraties van 73-123 mg/kg DS blad. Wanneer een verhoogde peroxidase-activiteit beschouwd wordt als een eerste signaal voor toxiciteit, dan blijkt dat deze optreedt bij bladgehalten van 3-5 mg Cd/kg DS blad. Peroxidase is een stress-gerelateerd enzym. Uit de vergelijking met een gelijkaardig experiment met Cu bleek dat maïs toleranter is voor Cd dan voor Cu.

Tabel 3.2. Vergelijking van de bladconcentraties (mg/kg DS) in de tweede helft van augustus (week 33) en eind september (week 39) voor 2 verontreinigde locaties

	VLD1	EIM1
Cd bodem	11.5	7.5
Cd blad week 33	4.9	3
Cd blad week 39	5.9	4.5
Zn bodem	1496	1303
Zn blad week 33	255	245
Zn blad week 39	208	307

Uit onderzoek van Dirksz et al. (1990) bleek dat de opname van zware metalen door planten in de buitendijkse gebieden van de Biesbosch o.a. beïnvloed werd door de hoeveelheid fosfaat in de bodem. Jones en Johnston (1989) vonden dat een hoger aanbod van fosfaat de opname van Cd door verschillende landbouwgewassen verhoogde. In de dataset van de bemonsterde locaties in dit hoofdstuk (Fig. 3.2) werd er een sterke correlatie gevonden tussen de bodemconcentraties aan Cd en P, zodat het effect van P in de bodem op de bladgehalten aan Cd niet kan onderscheiden worden van het effect van hogere Cd-concentraties in de bodem.

De scheutconcentraties aan Zn en Cd bij maïs nemen af met de leeftijd van de plant (Joner en Leyval, 2001, Wenger et al., 2002) en dit wordt verklaard door een verdunningseffect door een relatief sterkere groei t.o.v. de opname van zware metalen (Wenger et al., 2002). Wenger et al. (2002) stelden vast dat de bladconcentraties aan Zn dubbel zo hoog waren als de concentraties in de stengel, maar dit werd niet bevestigd door

onze resultaten. Bourrie et al. (1998) berekenden voor een veldproef met kunstmatig verontreinigde bodems de totale hoeveelheid Cd in de bovengrondse delen van maïs in g/ha en rapporteerde dat de bladeren, stengels, korrels en kolven zonder korrels resp. 56, 25, 13 en 6% van de totale hoeveelheid Cd bevatten.

Tabel 3.3. Vergelijking van de blad- en stengelconcentraties (mg/kg DS) eind september (week 39) voor 2 verontreinigde locaties

	VLD1	EIM1
Cd bodem	11.5	7.5
Cd blad	5.9	4.5
Cd blad stengel	3	2.1
Zn bodem	1496	1303
Zn blad	209	301
Zn stengel	231	317

Bladstalen die halfweg augustus verzameld werden, laten dus toe om de bladconcentraties bij de oogst te beoordelen. Dit betekent dat reeds in augustus beslist kan worden of een bepaalde akker met verhoogde bodemconcentraties al dan niet kan geoogst worden om als groenvoeder gebruikt te worden. We hebben ons in hoofdzaak toegelegd op de beoordeling op basis van bladstalen. Toch geven de resultaten van Bourrie et al. (1998) aan dat de bladeren het belangrijkste aandeel vormen in de export van Cd bij de oogst. Door echter enkel de bladeren te bemonsteren is er een kans op overschatting van het risico, maar de invloed hiervan is beperkt aangezien ook de stengels en de andere bovengrondse plantendelen verhoogde gehalten aan Cd vertonen op verontreinigde gronden.

De resultaten van dit onderzoek kunnen gebruikt worden voor beslissingsmodellen omtrent het gebruik van verontreinigde baggergronden voor akkerbouw, en meer specifiek voor maïsteelt als groenvoedergewas. De resultaten tonen aan dat wettelijke Cd-normen voor groenvoeders met een grote waarschijnlijkheid niet overschreden worden als de Cd-concentraties in de bovenste bodemhorizont de huidige VLAREBO-normen voor landbouwbodems niet overschrijden. Daarentegen leiden bodemconcentraties in baggergronden hoger dan 7 mg Cd/kg droge bodem met een hoge waarschijnlijkheid tot concentraties in het groenvoeder hoger dan de wettelijke norm. Voor deze locaties kan er

gezocht worden naar gewassen met een beperkte opname van zware metalen. Voor bepaalde gewassen zoals rode kool, prei, ajuin en aardappelen gekweekt op een verontreinigde baggergrond werd vastgesteld dat de opname van zware metalen nauwelijks hoger was t.o.v. referenties (Van Driel et al., 1995). Een ingrijpender oplossing is het aanbrengen van een niet-verontreinigde afdeklaag. Voor kalkrijke baggergronden afgedekt met een niet-gecontamineerde kleilaag bleek dat de opname van zware metalen door wortels die doorheen de afdeklaag groeiden veel belangrijker is dan de opwaartse migratie van opgeloste polluenten (van Noordwijk et al., 1995). Van Driel et al. (1995) berekenden voor verschillende gewassen de vereiste dikte van de niet-verontreinigde kleirijke afdeklaag op basis van het niet-overschrijden van de wettelijke normen. Voor maïs varieerde de vereiste dikte tussen 0.25 en 1.2 m, aangezien de diepte van de beworteling varieerde in functie van de diepte van de grondwatertafel (van Noordwijk et al., 1995).

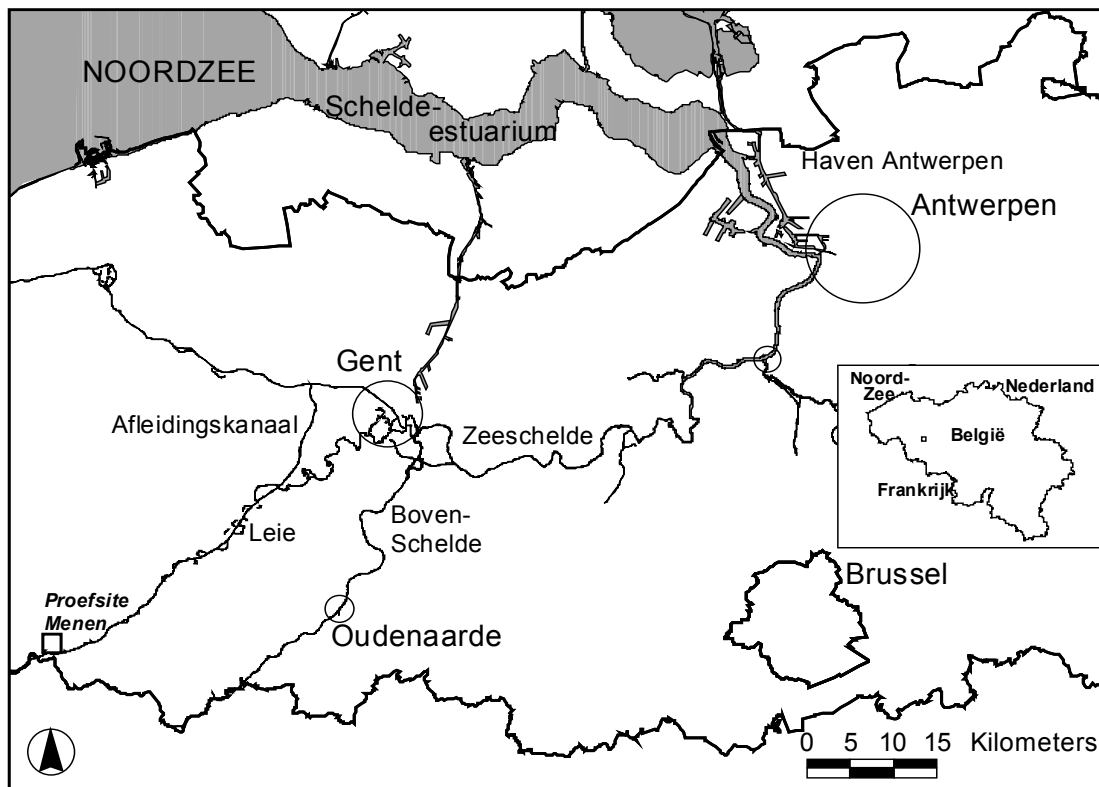
In een ruimere context kan men zich afvragen of verontreinigde baggergronden zonder efficiënte afdeklaag wel voor akkerbouw gebruikt kunnen worden, aangezien ook de invloed van bodembewerkingen en bemesting in rekening moeten gebracht worden. Bemesting kan resulteren in een verhoogde beschikbaarheid van zware metalen (Lorenz et al., 1994), vooral veroorzaakt door een daling van de bodem pH. Daarentegen werd voor Zn een lagere plantconcentratie in maïs gevonden bij hogere bemesting (Gyori et al., 1993). Het transport van zware metalen via erosie bij verontreinigde bodems is afhankelijk van de geometrie van het gebied (Singh et al., 2000). Ook de export van zware metalen via bodemmateriaal dat bij de oogst aan de gewassen kleeft, moet in rekening gebracht worden bij verontreinigde bodems.

Hoofdstuk 4. Ecologische risico-evaluatie voor de proefsite voor berging van baggerspecie in Menen

4.1. Inleiding

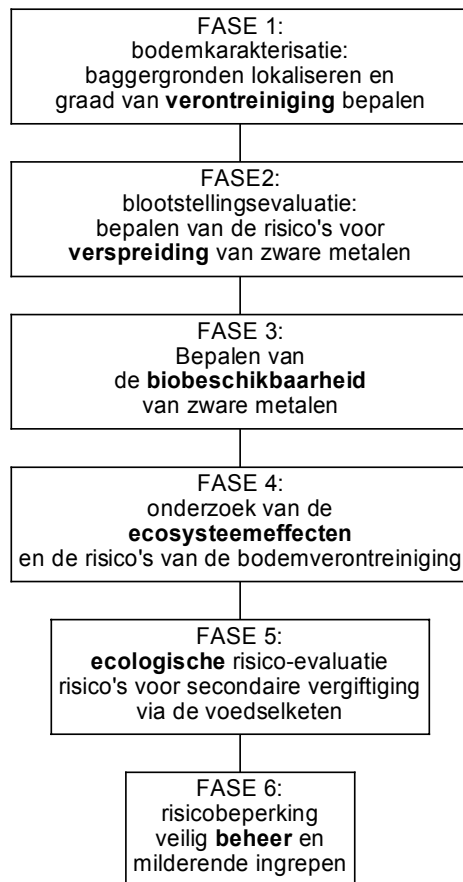
In 1992 ging het proefproject Leie-Menen (Fig. 4.1) van start, waarbij er een bodemkundig luik was, uitgevoerd door het laboratorium voor Bodemfysica (Prof. De Boodt), en eveneens een bosbouwkundig luik, uitgevoerd aan het laboratorium voor Bosbouw (Prof. Lust). Binnen het bosbouwkundig luik werd onderzoek gedaan naar de mogelijkheden van bebossen van baggerstorten zo snel mogelijk na het opspuiten, o.a. via de salimat-techniek. Er werd een proefsite aangelegd in Menen, waarbij een aantal kleine depots aangelegd werden met slib afkomstig van baggerwerken in de omgeving van Menen. De depots werden via verschillende technieken beplant, hoofdzakelijk met wilg en populier. In 1998 werd op deze site eveneens experimenteel onderzocht of de wilgen voor etagebouw gebruikt konden worden, waarbij een reeds eerder opgespoten en aangeplant depot in 1999 opnieuw opgespoten werd met baggerspecie. Het project gaf ook heel wat inzichten in de gevolgen van het hydraulisch opspuiten op de bodemeigenschappen, en op de opname van zware metalen door verschillende boomsoorten (De Vos, 1994; De Vos, 1995; Huvenne en De Vos, 1996, Vervaeke et al., 2001, Mertens et al., 2001). Het project liep tot in 1998 en werd heel breed uitgebouwd, o.a. via thesissen over de verdamping van wilgen, opname van zware metalen door paddestoelen (Vangampelaere, 1998) en muizen, en de opname van organische pollutanten door regenwormen.

De site is ingekleurd als parkgebied op het gewestplan. De bouwvergunning vereist dat de beplanting en afwerking van het terrein zo vlug mogelijk na de werken uitgevoerd wordt. De milieuvergunning liet een afwijking toe van de voorwaarde om een afsluitlaag onder de stortterreinen te voorzien. Er werd ook een afwijking van de voorwaarde toegestaan om over het volledige terrein een afdichtlaag aan te brengen. Er wordt gesteld dat er op basis van de onderzoeksresultaten maatregelen voor nazorg of afwerking geformuleerd moeten worden. Bij de inrichting als parkgebied moet er een afweging gemaakt worden van het risico van de verontreiniging voor het huidige ecotoop en de recreatie die er gepland is. Er zijn heel wat analyseresultaten beschikbaar van bodem- en bladstalen en analyses van muizen die op de proefsite verzameld werden. Daarnaast werden er ook een aantal groeiproeven met wilgen en regenwormen uitgevoerd waarbij bodemmateriaal van de site in Menen gebruikt werd.



Figuur 4.1. Situering van de proefsite in Menen

Het risico voor de recreanten wordt kort besproken, want de klemtoon ligt vooral op de ecologische risico's. De ecologische risico-evaluatie bestaat uit verschillende delen (Fig. 4.2). Na een kort overzicht van het ontstaan van de site, gebeurt er eerst een toetsing van de gemeten bodemconcentraties t.o.v. het wettelijke kader (VLAREBO). Omdat er ook zeer veel gegevens beschikbaar zijn voor planten en dieren, zullen we de risico-evaluatie uitbreiden met een blootstellingsevaluatie (op basis van transport- en blootstellingsprocessen), waarna verder ingegaan wordt op de biobeschikbaarheid van de zware metalen. Vervolgens gebeurt er een effectenevaluatie voor de aangetroffen graad van bodemverontreiniging, en risico-evaluatie met vooral aandacht voor het risico van secundaire vergiftiging. Het gaat hier dus om een site-specifieke risico-evaluatie, volledig toegespitst op de risico's zoals die zich kunnen voordoen op de proefsite in Menen. Uiteindelijk worden er een aantal maatregelen voor risicobeperking voorgesteld en wordt er aangegeven hoe via verder onderzoek de onzekerheid over de dynamiek van de bodemprocessen op het terrein opgeheven kan worden.



Figuur 4.2. Verschillende stappen in de ecologische risico-evaluatie

4.2. Historiek

4.2.1. Aanleg en eerste opspuitingen op de proefsite

Tussen 1992 en 1994 werden 6 depots van ongeveer 25x150m (Fig. 4.3) opgespoten met slib uit de Leie (Tabel 4.1). Daarnaast werden een aantal kleine depots (10x20m, verder minidepots genoemd) opgevuld met de fractie die na flotatie uit het slib afgescheiden werd. Flotatie is een techniek waarbij chemicaliën aan de baggerspecie toegevoegd worden zodat hydrofobe partikels in het slib in de schuimlaag vastgehouden en geconcentreerd worden. Deze fractie werd in de minidepots geborgen.

De depots werden via verschillende technieken beplant, hoofdzakelijk met wilg en populier (Tabel 4.1). De gebaggerde specie was afkomstig van 2 locaties in de Leie in Menen, nl. 30.000 m³ licht verontreinigde baggerspecie, afkomstig van 2 zones, nl. zone 1: 20.000 m³

afkomstig van de zone afwaarts de brug voor de weg Menen-Halluin, en 10.000 m³ afkomstig uit de zwaai kom in Menen (zone 2).

Tabel 4.1. Tijdstip van het opspuiten van de verschillende depots en type beplanting

Depot	laatste opspuiting	aanplanting	huidige toestand
A1	juni 1992	beworteld plantsoen es, els, populier en wilg	verder ontwikkeld
A2	mei 1994	verschillende wilgenklonen	verder ontwikkeld
A3	april 1992	Amandelwilg en kraakwilg	verder ontwikkeld
A4	maart 1993	wortelstronken populier	verder ontwikkeld
A5	juni 1994	bezaaiingsproef zwarte els	gekoloniseerd door wilgen/afgegraven
A6	mei 1999	Amandelwilg en kraakwilg	grote sterfte bij tweede opspuiting

4.2.2. Latere opspuitingen

In 1999 werd 1 groot depot opnieuw opgespoten om te onderzoeken of de wilgen voor etagebouw (Vervaeke en Lust, 2001) gebruikt konden worden. Rond het depot A6, dat reeds met wilgen begroeid was, werd in 1999 een nieuwe en hogere berm opgetrokken (3m boven het maaiveld) zodat het depot hoger opgespoten kon worden (Fig. 4.4). Deze bermen werden uitgerust met een ondoordringbare folie. Er werd in de zuidoostelijke hoek een put gegraven om de dijken aan te leggen voor de etagebouw in dit bekken. Het depot A6 werd bij de tweede ophoging ruim 3 meter opgehoogd en ligt dus samen met de heuvel A7 duidelijk hoger dan de rest van het terrein. Bij de opspuiting van A6 werd het depot A3 voor de nabezinking gebruikt, maar dit leidde niet tot observeerbare sedimentatie bovenop het bestaande bodemprofiel. Terzelfdertijd werden een aantal minidepots volledig uitgegraven, per 2 verbonden, van nieuwe bermen voorzien en opnieuw opgespoten. Enkel het minidepot C3 werd niet opgevuld (Fig. 4.5).

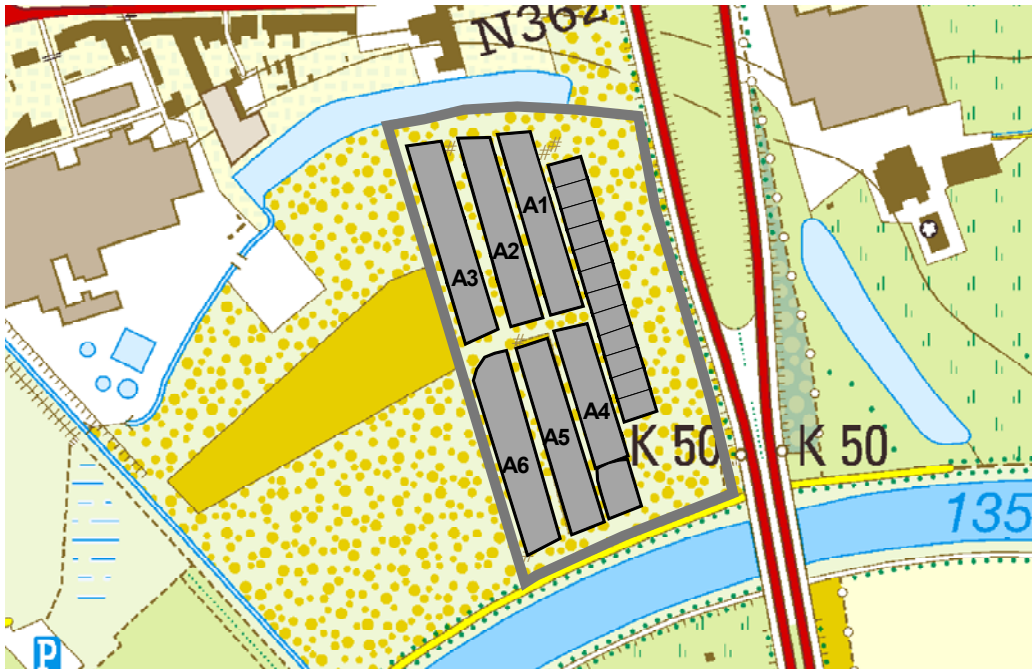
4.2.3. Huidige toestand

Opvallend is dat in de grote depots de ondergroei hoofdzakelijk uit brandnetels bestaat (Foto 4.1). De meeste aanplantingen hebben zich verder ontwikkeld (Tabel 4.1), en op die plaatsen waar de aanplantingen verwijderd werden in functie van het onderzoek, of waar de bezaaiing met zwarte els minder succesvol was, ontwikkelden zich spontaan wilgen.

4.2.4. Potenties van de huidige situatie

Het gebied heeft een aantal potenties naar fauna en flora toe. De potenties voor flora stellen zich vooral bij de lanen tussen de verschillende depots. Op een aantal plaatsen werden zegge-vegetaties aangetroffen. Mits een gepast maaibeheer kunnen de lanen en de stroken naast de depots zich verder ontwikkelen. De vegetatie in de bekkens daarentegen is verruigd en wordt hoofdzakelijk gedomineerd door brandnetel. De verschillende poelen die gecreëerd werden, hebben zich ondertussen goed ontwikkeld. Door de dichte begroeiing in de depots (meestal met wilg) zijn dit echter relatief rustige gebieden. Veel vogels gebruiken deze wilgenbosjes dan ook als rust- of nestplaats.

De meeste aanplantingen hebben zich vrij goed ontwikkeld en de proefsituatie in Meneen wijkt visueel sterk af van wat men zich meestal bij een 'stortterrein' voorstelt. De huidige inrichting en het voorgestelde beheer van de proefsituatie is een alternatief voor de wettelijke verplichting die voorziet in het aanbrengen van een systeem van afdichtlagen, met daarboven het aanbrengen van een voldoende dikke bewortelingslaag, waardoor het terrein duidelijk hoger zal komen te liggen en het een dakprofiel zal vertonen.



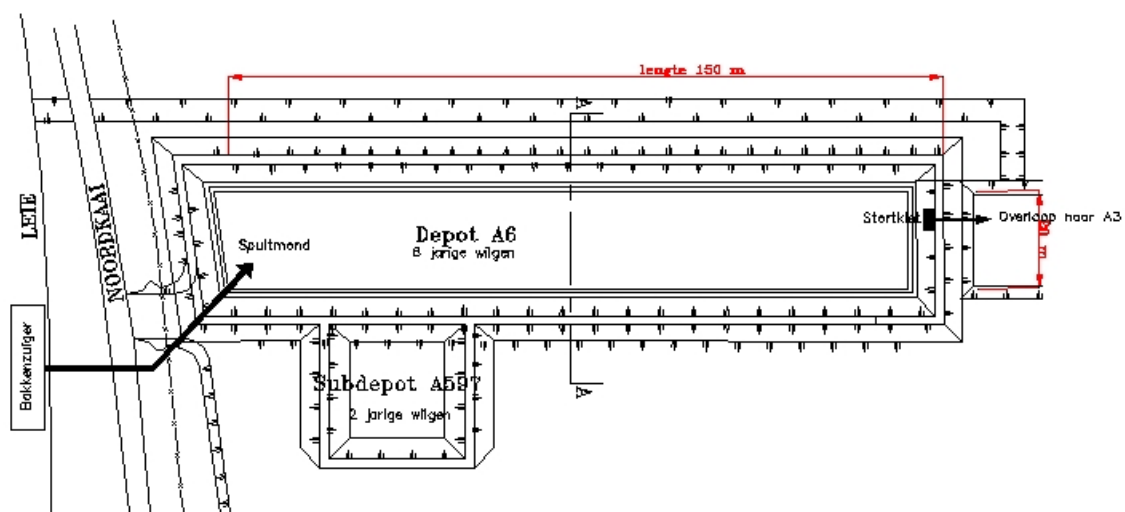
Figuur 4.3. De proefsituatie in Meneen met aanduiding van de verschillende depots.

4.3. Bodemkarakterisatie van de huidige toestand

4.3.1. Toetsing van de verontreinigingsgraad van de bodem

In 1995 werd het Decreet betreffende de bodemsanering (VLAREBO) goedgekeurd (Vlaamse Gemeenschap, 1995). Via dit decreet werd het mogelijk bodemverontreiniging op een systematische manier aan te pakken. Er werden voor een groot aantal organische en anorganische stoffen achtergrondwaarden (AW) en bodemsaneringsnormen (BSN) vastgelegd. De AW en BSN hebben een wetenschappelijk onderbouwde achtergrond (Cornelis & Geuzens, 1995). Er werd hierbij rekening gehouden met de bodemeigenschappen (kleifractie en organische stof (OS)-gehalte) en met de bestemming van het terrein (bestemmingstype). De achtergrondwaarden voor de Vlaamse bodems worden gedefinieerd als de concentratie die normaal aangetroffen wordt in de bodem bij afwezigheid van een specifieke verontreinigingsbron, en zijn ook afhankelijk van het klei- en OS-gehalte (Tack et al., 1997). Er werd een standaardbodem gedefinieerd, gebaseerd op de eigenschappen van een groot aantal landbodems. Deze standaardbodem heeft een OS-gehalte van 2% en een kleigehalte van 10%. De AW en BSN voor de standaardbodem wordt omgerekend naar de eigenschappen van de onderzochte bodem.

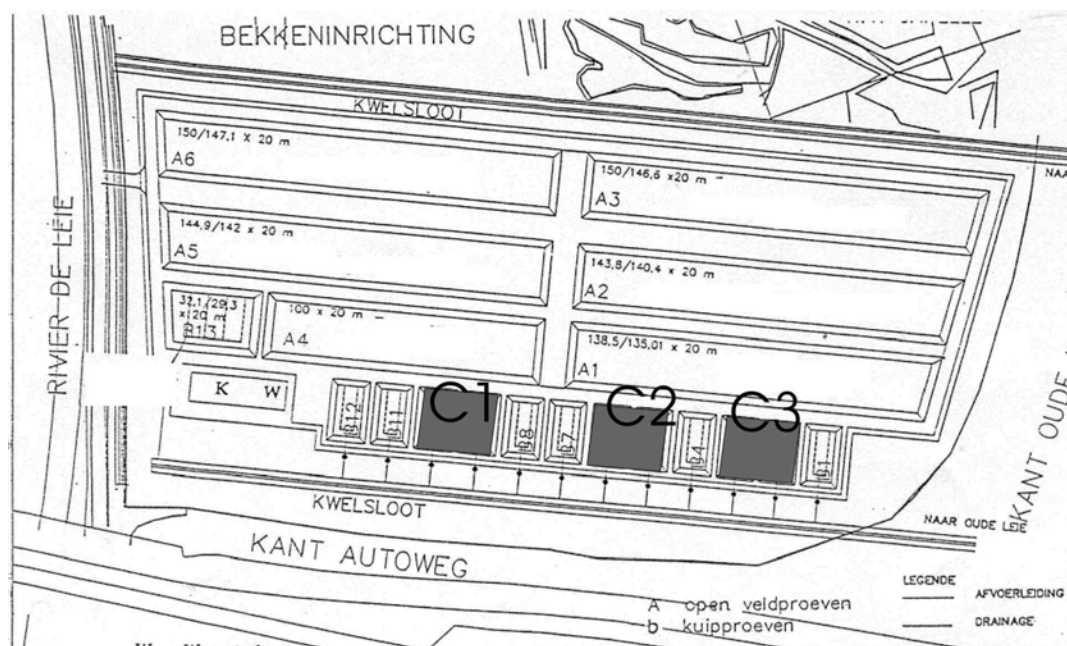
GRONDPLAN DEPOT A6 – A597



Figuur 4.4. Heraanleg van het depot A6 voor het onderzoek naar de mogelijkheden voor etagebouw bij het herospuiten van een baggerspeciedepot (Bron: Vervaeke en Lust, 2001)

Het kleigehalte werd bij de textuurbepaling gemeten met de pipetmethode, de standaardmethode volgens OVAM (1996). OS werd gemeten volgens de methode van Walkley & Black, in overeenstemming met het afvalstoffen-analysecompendium van OVAM (1996).

Het evalueren a.d.h.v. de verschillende BSN heeft als voordeel dat er een klassificatie van de gemeten gehalten kan opgemaakt worden die per element rekening houdt met een beperkt aantal bodemeigenschappen, waardoor de metingen niet arbitrair in klassen ingedeeld worden. Voor elke bestemming volgens de vigerende plannen van aanleg werden normen opgesteld. Deze bestemmingen werden gegroepeerd in 5 bestemmingstypes. Een bodemstaal wordt als verontreinigd beschouwd wanneer het gehalte voor 1 van de 6 zware metalen het verontreinigingscriterium voor bestemmingstype 1&2 (VC1&2) overschrijdt. Deze waarde wordt berekend als $0,8 \times$ bodemsaneringsnorm voor type 1&2 (BSN1&2). Na zekere tijd wordt een baggergrond als bodem gebruikt, en het is dan aangewezen de normen van VLAREBO te hanteren (Dries, 1999). Na de zetting en de uitrijping van de baggerspecie in de depots is dit bodemsubstraat zich gaan gedragen als een terrestrische bodem en daarom opteren we ervoor om het VLAREBO-toetsingskader te gebruiken. Volgens het gewestplan Ieper-Poperinge ligt het terrein in een parkgebied, en daarom worden de normen voor dit bestemmingstype (type IV) gebruikt.



Figuur 4.5. Overzicht van de proefsite en herinrichting van de minidepots (toestand 1998-1999) (Bron: Vervaeke en Lust, 2001)

4.3.2. Bodemeigenschappen voor de proefsite

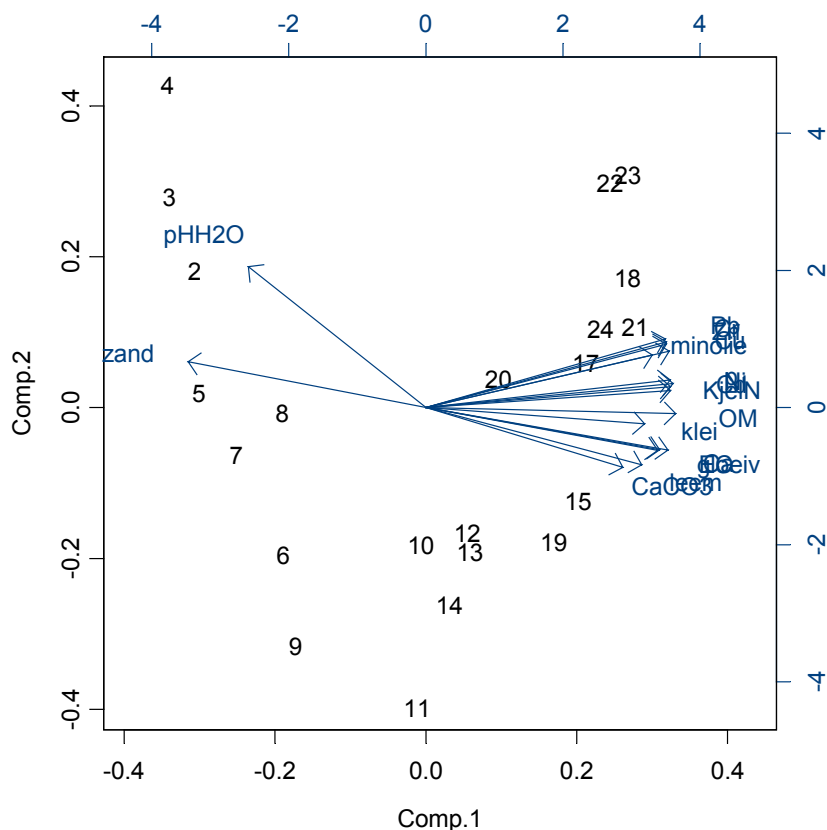
Er zijn bodemgegevens beschikbaar voor het sedimentsubstraat in de grote bekkens (bestaande toestand) en de toestand van het sediment vóór of tijdens de baggerwerken. De kleine depots werden enkel bemonsterd voor het bepalen van de gehalten aan minerale olie. De grote depots (A1 t.e.m. A6) werden allemaal bemonsterd volgens een regelmatig grid afhankelijk van de proefopzet van de beplantingstechniek op het desbetreffende depot. De meest volledige bodemgegevens zijn beschikbaar voor depot A3 en A6, aangezien bij beide naast de zware metalen en de algemene voedingstoestand ook de textuur en het percentage organisch materiaal in de bodem bepaald werd. Bij het depot A3 werden ook metingen uitgevoerd naar verontreiniging met minerale olie en PAKs. De bemonsteringen op het depot A6 werden echter uitgevoerd vóór de tweede opspuiting en zijn dus minder representatief voor de huidige toestand. Het sediment was echter bij beide opspuitingen afkomstig van baggerwerken op dezelfde locaties in de Leie. Na de tweede opspuiting werden echter nieuwe staalnames uitgevoerd waarbij enkel de bodemtextuur bepaald werd. Er zijn ook analyseresultaten voor de sedimenten vóór en tijdens beide opspuitingen. Naast analyses van zware metalen werden er ook analyses van PCBs, PAKs en EOX uitgevoerd. In de volgende paragraaf wordt er een verband gezocht tussen textuur en de andere bodemeigenschappen voor de depots A3 en A6, en dat verband zal toegepast worden op de andere depots om een schatting te maken van de ontbrekende textuurgegevens.



Foto 4.1. Aanplanting van populier in depot A1 met ondergroei van brandnetel.

Een eerste opvallende vaststelling op het terrein was de sterke textuurscheiding die in de verschillende depots optrad door het hydraulisch opspuiten van de baggerspecie. Deze waarneming werd bevestigd door de textuuranalyses voor het depot A3 en A6. Voor alle depots behalve A5 kan er een duidelijk onderscheid gemaakt worden tussen enerzijds delen met vooral een zandige/zandlemige textuur en de kleiplaten, die door inklinking van baggersubstraat, duidelijk lager liggen dan de zandplaat.

In vergelijking met andere stortterreinen voor baggerspecie zijn de bekkens in Mene relatief klein. Bovendien blijkt dat de kleine oppervlakte leidt tot een duidelijke scheiding tussen de zand- en de kleiplaat, waarbij de zandplaat meestal groter is dan de kleiplaat. De relatief grote zandfractie wordt ook bepaald door de plaatsen waar er gebaggerd werd. Bij veel baggergronden langs de Leie en de Schelde werd echter vastgesteld dat de kleiplaat meestal een veel grotere oppervlakte inneemt t.o.v. de zandplaat.

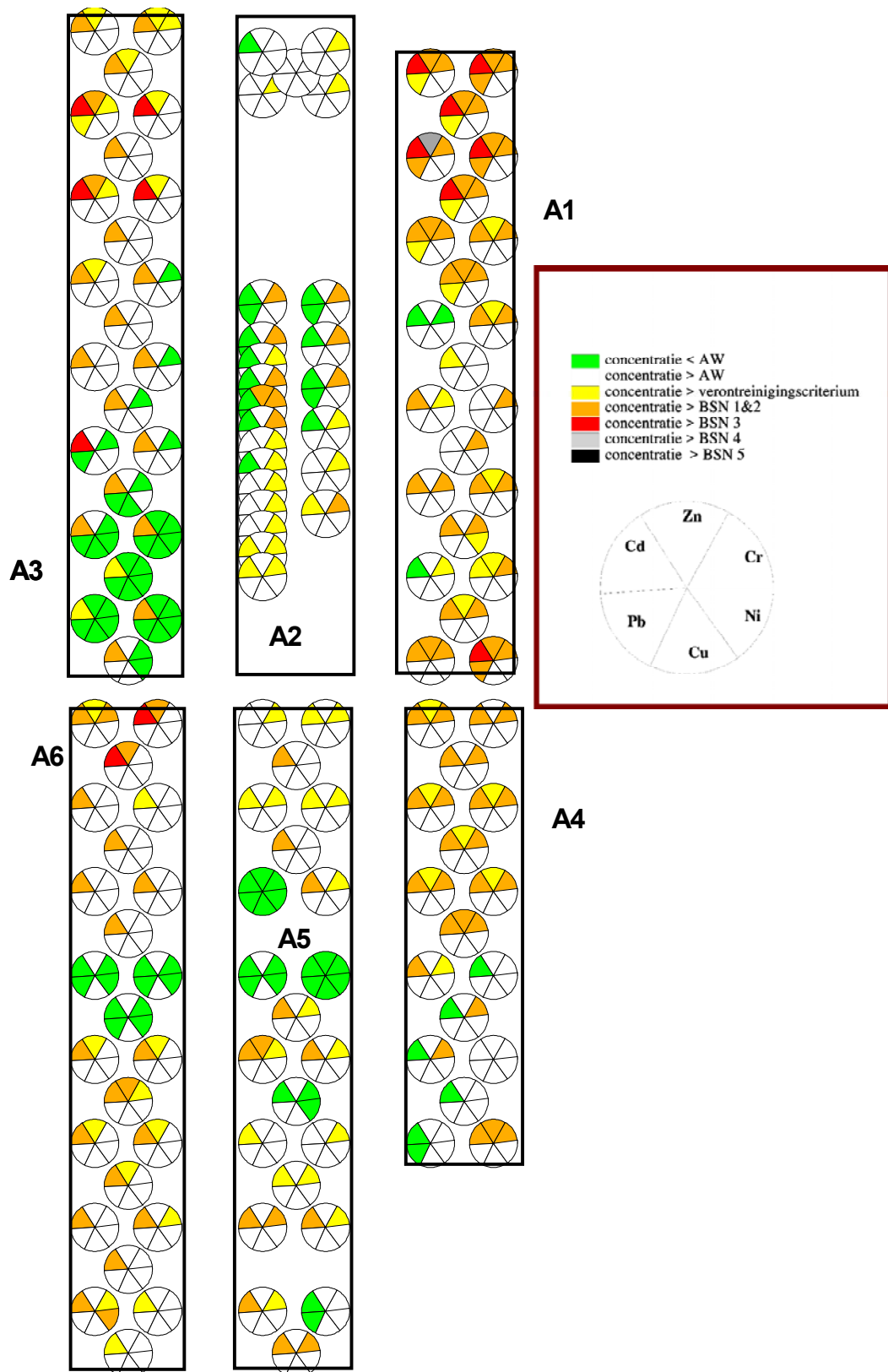


Figuur 4.6. PCA van de bodemgegevens in depot A3 op de proefsite in Mene, waarbij 86% van de variatie door de eerste component verklaard wordt.

Het depot A3 is het best gedocumenteerde depot. Voor de 24 bemonsterde punten zijn er gegevens over textuur (klei, leem, zand), organisch stof, CaCO_3 , gloeiverlies, $\text{pH-H}_2\text{O}$, elektrische geleidbaarheid (EC), bodemstikstof (N_{kjel}), P, Ca, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn, en minerale olie (MO). De principale componentenanalyse (PCA) toont heel duidelijk dat de textuurgradiënt samengaat met de gradiënt van OS, nutriënten en verontreiniging (ZM en MO). 85.7% van de variantie wordt verklaard door de eerste component (Fig. 4.6).

Bij de normering voor VLAREBO wordt er rekening gehouden met de textuur en het gehalte organisch stof (OS) van de bodem. We zullen een lineair verband zoeken tussen de textuur en het % OS enerzijds en een andere bodemeigenschap om het ontbreken van textuur- en OS-gegevens voor de depots A1, A2, A4 en A5 op te lossen. Er zijn eveneens textuurgegevens beschikbaar voor het depot A6, maar deze staalnames werden uitgevoerd vóór de heropsputting. De metingen kunnen echter gebruikt worden om het verband tussen de textuur en de andere bodemeigenschappen te bepalen, aangezien er voor de andere depots geen textuurgegevens beschikbaar zijn. De regressievergelijkingen zijn dus gebaseerd op metingen op 48 punten in depot A3 en A6. Het verband tussen N_{kjel} en OS is zeer significant ($p < 0,001$) en levert de volgende vergelijking op: $\text{OS} = 0,206 + 0,022 * \text{N}_{\text{kjel}}$ ($R^2 = 0,887$). Het verband tussen N_{kjel} en klei ($\text{klei} = 5,57 + 0,0065 * \text{N}_{\text{kjel}}$) is eveneens significant maar heeft een lagere R^2 van 0,704.

De resultaten van het toepassen van het VLAREBO-normeringsstelsel op de bodemgegevens van de 6 depots wordt aan de hand van cirkeldiagrammen in Fig. 4.7 getoond. Elk cirkeldiagram heeft voor elk van de 6 gemeten zware metalen via een kleurcode aan wat de hoogst overschreden bodemsaneringsnorm is. De geldende norm voor parkgebieden in BSN4, en uit de figuur blijkt dat slechts op 1 punt (in depot A1) de norm voor Zn overschreden wordt. Voorts kunnen we besluiten dat vooral Cd en Zn de lagere normen regelmatig overschrijden, terwijl Ni, Cu en Pb nauwelijks de BSN1&2 overschrijden. Op geen enkel punt van het depot A3 werd de BSN1&2 voor MO en PAKs overschreden (Vandecasteele, 1996). De gemeten waarden bleven dus ver onder de geldende normen voor parkgebieden (BSN4). De verdere risico-evaluatie zal zich dan ook voornamelijk toespitsen op de zware metalen. Er wordt wel dieper ingegaan op de biodegradeerbaarheid van MO in het depot A3.



Figuur 4.7. Toepassing van het VLAREBO-normeringstelsel voor de proefsite in Menen (bemonstering van de 0-15 cm horizont)

Voor de minidepots zijn er geen bodemgegevens beschikbaar uit de periode 1992-1995. Eén van de minidepots (B4) werd door Vervaeke en Lust (2001) bemonsterd en gehalten aan Cd, Cu en Zn bedroegen respectievelijk 9.4 ± 0.8 , 74.5 ± 14.5 en 475 ± 104 mg/kg droge grond. Een aantal minidepots werden in 1999 volledig uitgegraven en per 2 verbonden. De nieuwe minidepots C1 en C2 werden opnieuw opgespoten, maar C3 werd niet opnieuw gevuld en bevat dus geen verontreinigd sediment. Tijdens het eerste jaar na de opspuiting bedroegen de bodemgehalten in de bovenste 20 cm van het minidepot C1 en C2 resp. 3.6 en 6.9 mg Cd/kg droge grond, en resp. 531 en 995 mg Zn/ kg droge grond. Beide depots hadden een eerder zandig bodemsubstraat. Tijdens het volgende groeiseizoen werd in beide depots een significante daling van de bodemconcentraties aan zware metalen vastgesteld, zonder aanwijsbare reden (Vervaeke en Lust, 2001). De gemeten concentraties in de bovenste 20 cm van het minidepot C1 en C2 waren resp. 2.1 en 3.0 mg Cd/kg droge grond, en resp. 390 en 458 mg Zn/ kg droge grond.

4.4. Blootstellingsevaluatie: risico's voor verspreiding van zware metalen

4.4.1. Verspreiding via uitspoeling en afspoeling

Er werd in Vlaanderen reeds heel wat onderzoek gedaan naar de uitloging en de biobeschikbaarheid van zware metalen in kalkrijke baggerspecie. Onderzoek rond de geochemie van zware metalen in baggergronden toont aan het gedrag van zware metalen sterk bepaald wordt door de veldcondities, voornamelijk de redoxpotentiaal en de pH. Tack et al. (1996) toonde aan dat de oplosbaarheid van Cd, Cu, Pb en Zn in functie van de pH sterk toenam in aërobe omstandigheden in vergelijking met de initieel anaërobe (gereduceerde) omstandigheden. De mobiliteit en beschikbaarheid van zware metalen in baggergronden in Vlaanderen werd reeds gedetailleerd bestudeerd (Singh et al., 1996; Singh et al., 1998; Tack et al., 1998; Tack et al., 1999). Sequentiële extractie toonde een lage residuele fractie in vergelijking met de totale gehalten aan zware metalen, wat wijst op een sterke antropogene input van zware metalen in het sediment en in de baggergronden. Uit DTPA-extracties bleek dat Zn, Cd en Cu sterk plantbeschikbaar zijn in baggergronden. Verhoogde gehalten aan zware metalen in het poriënwater gaven indicaties over verhoogde beschikbaarheid van zware metalen voor planten. Daarentegen werd berekend dat de uitloging en migratie van zware metalen naar het grondwater op lange termijn geen probleem is (Singh et al., 2000a). De Vos (1994) stelde op de experimentele site in Menen proefondervindelijk vast dat de hoeveelheid water die in veldomstandigheden door een baggerslibstort percoleert zeer gering was door de

lage hydraulische conductiviteit van het slibsubstraat, zeker als het slib zich (gedeeltelijk) in gereduceerde toestand bevindt. Volgens van Driel & Nijssen (1988) kan de sliblaag op stortplaatsen voor verontreinigde baggerspecie functioneren als ondoordringbare laag, zodat percolatie van hemelwater en het opstijgen van water uit de ondergrond door het verontreinigde materiaal kan vermeden worden.

In vrij gelijkaardig Amerikaans onderzoek werd er besloten dat onderhoudsbaggerspecie (met een hoog kleigehalte) perfect bruikbaar was als ondoordringbare afdichtlaag op een stortterrein met industrieel afval. Een laag van 60 cm is reeds voldoende voor een effectieve afdekking en afsluiting van het stortterrein (Mohan et al., 1997). In Duitsland werd onderzoek verricht naar het gebruik van ontwaterd havenslib als afdichtlaag (dikte: 1,5 m), en tijdens de monitoring gedurende de eerste 2 jaar bleek de laag goed te functioneren (Tresselt et al., 1998). Wij achten het dus bewezen dat een ondoordringbare afdichtlaag om uitloging van zware metalen uit kalkrijke baggerspecie te voorkomen niet vereist is, aangezien het materiaal zelf al uitermate geschikt is als afdichtlaag. Niettegenstaande de beperkte permeabiliteit van kleirijke baggerspecie, werden de mini-depots bij de aanleg van het stortterrein onderaan voorzien van een ondoordringbare folie. Daarnaast werden de bermen van het depot A6 bij de heropspuiting eveneens met een folie uitgerust.

Afhankelijk van de vorm en de helling van de baggergrond kan het transport van zware metalen via afspoeling van bodemdeeltjes belangrijk zijn (Singh et al., 2000b). De proefsite in Menen is echter vrij vlak en door de sterke inklinking van de kleiplaat waardoor deze lager ligt dan het maaiveld is er zeer weinig kans op verspreiding van bodemmateriaal.

De geringe kans op verspreiding van zware metalen naar het grondwater wordt bevestigd door metingen op de proefsite in Menen. Bij het onderzoek naar de mogelijkheden van etagebouw werd de grondwaterkwaliteit op de proefsite vóór, tijdens en na de tweede opspuiting opgevolgd aan de hand van 9 peilbuizen. Bij de beoordeling van de resultaten dient rekening gehouden te worden met de nieuwe bodemsaneringsnorm voor Zn in grondwater (500 µg/l). Enkel voor As werd de bodemsaneringsnorm voor grondwater overschreden. Het is echter niet duidelijk wat de oorzaak is van deze As-aanrijking van het grondwater (Vervaeke en Lust, 2001). Op de proefsite bevinden zich naast de 9 reeds besproken peilbuizen, 4 permanente peilbuizen waar op regelmatige tijdstippen de kwaliteit van het grondwater gecontroleerd wordt in opdracht van AWZ afd. Bovenschelde. Uit de beproevingsverslagen blijkt dat de bodemsaneringsnormen voor grondwater voor geen enkele pollutant overschreden werden.

4.4.2. Bodemverzuring

De verspreiding van zware metalen door uitspoeling is gering in kalkrijke baggergronden. Bij bodemverzuring neemt de kans op uitspoeling sterk toe en leidt ook tot een verhoogde biobeschikbaarheid van zware metalen (Ma & van der Voet, 1993). Potentiële risico's voor biobeschikbaarheid en uitspoeling zijn vooral afhankelijk van de snelheid van de bodemverzuring.

Bodemverzuring treedt op nadat de CaCO_3 uit de bodem verdwijnt en verloopt algemeen trager in bodems rijk aan organisch materiaal. Regenwater veroorzaakt verzuring, maar in kalkrijke bodems is ook de wortelactiviteit een belangrijke verzurende factor. In normale omstandigheden verdwijnt CaCO_3 uit de toplaag van de bodem met een snelheid van 0.015-0.04 %/jaar (Van Breemen & Protz, 1988), maar in periodisch waterverzadigde bodems verloopt dit proces een grootte-orde sneller, nl. 0.1-0.3 %/jaar (van der Sluis, 1970; van den Berg & Loch, 2000). Aanvoer van CaCO_3 kan gebeuren via overstromingen of bevoeiingen met Leiewater, maar dit is weinig relevant voor de site in Menen. Ook strooisel kan resulteren in een netto-aanvoer van Ca in de bovenste cm van de bodem. In het depot A3 werden CaCO_3 -gehalten tussen 2,3 en 5,7% gemeten en de waarden volgden de textuurgradiënt, met de hoogste waarden voor de bodems met een hoog kleigehalte. In depot A6 werden na de eerste opspuiting waarden tussen 3,7 en 9,3% CaCO_3 gemeten. De pH- H_2O -waarden liggen ook steeds hoger dan 6,3. De bodem heeft dus nog een voldoende grote carbonaatbuffer, en de potentiële risico's zijn afhankelijk van snelheid waarmee de carbonaatbuffer uit de bovenste bodemlaag verdwijnt.

De bodemverzuring leidt tot een hogere beschikbaarheid van zware metalen en verloopt het snelst in de delen met een regelmatige afwisseling van geoxideerde (droge bodem) en gereduceerde (waterverzadigde bodem) omstandigheden (Dirks et al., 1990; van den Berg & Loch, 2000), dus de laagstgelegen delen. De ontwatering van de proefsite verloopt vrij snel en het terrein is wegens de ophoging niet onderhevig aan overstromingen. Detailmetingen van de pH en de hoeveelheid organische C en CaCO_3 in de bodem zijn belangrijke parameters om op te volgen, vooral in de depots A1 en A3.

4.4.3. Verspreiding via vegetatie en bodemorganismen

Planten en bodemorganismen staan in rechtstreeks contact met het verontreinigde bodemsubstraat, wat kan leiden tot verhoogde weefselconcentraties en toxiciteit voor de bestudeerde organismen. Dit vormt het onderwerp van Deel 4.5 en Deel 4.6. Naast het al dan niet optreden van primaire vergiftiging, is er ook steeds een risico van secundaire vergiftiging, aangezien planten en bodemorganismen met hogere weefselconcentraties aan zware metalen het voedsel vormen voor andere organismen hoger in de voedselketen (Deel 4.7). Het risico voor de hogere schakels in de voedselketen wordt gekenmerkt door een grote onzekerheid, omdat (1) deze organismen op een grotere ruimtelijke schaal opereren, (2) de voedselketen van het organisme vrij complex kan zijn, (3) de effecten van verontreiniging sterk afhankelijk zijn van de leeftijd en de toestand van het individu, en (4) er heel wat factoren zijn die een invloed hebben op de toxiciteit.

4.4.4. Biobeschikbaarheid van zware metalen in de minidepots

De minidepots worden hier afzonderlijk vermeld omdat deze depots in tegenstelling tot de grote depots (1) enerzijds onderaan voorzien zijn van een ondoordringbare folie waardoor de kans op uitspoeling van zware metalen uit de minidepots nihil is, en (2) anderzijds de minidepots het hele jaar door onder water staan. Het sediment in de minidepots bevindt zich als gevolg van de gebrekkige ontwatering nog grotendeels in gereduceerde toestand waardoor de zware metalen minder biobeschikbaar zijn. De bodemverzuring zal vanwege de permanente waterverzadiging en de geringe drainage traag verlopen. Naar risicoevaluatie is het vooral belangrijk te vermelden dat het hier niet om een terrestrische bodem gaat, waardoor interactie met bodemorganismen en eventueel secundaire vergiftiging via de terrestrische voedselketen niet relevant is. De depots zijn echter gedeeltelijk met wilgen beplant. Als de wilgen in deze 'moerassen' ook verhoogde bladgehalten vertonen, is er een kans op interactie met insecten die zich met bladmateriaal voeden. Gegevens over bladgehalten in de minidepots worden onder 4.5.1 besproken, maar gegevens over gehalten in insecten ontbreken echter. Het ontbreken van gegevens over deze minidepots wordt in punt 4.8.3. verder behandeld.

4.5. Overzicht van het onderzoek naar de biobeschikbaarheid van zware metalen

Plantenmateriaal en muizen werden op de site in Menen verzameld en geanalyseerd om de biobeschikbaarheid van zware metalen te bepalen. Aanvullend werd er een potproef

voor wilgen en regenwormen met bodemstalen uit depot A3 uitgevoerd. Dit depot wordt gekenmerkt door een duidelijke textuurgradiënt en de daarmee gekoppelde verontreinigingsgradiënt en is dus zeer geschikt om effecten over een grote range van bodemeigenschappen aanwezig op het terrein te bestuderen.

In 2 laboproeven werd er onderzoek gedaan naar de biobeschikbaarheid van MO voor regenwormen, en de biodegradeerbaarheid van MO in de bodem. Gegevens over biobeschikbaarheid van de zware metalen in de baggerspecie voor regenwormen werden in Menen niet bepaald, maar gegevens hieromtrent werden door andere onderzoekers al gerapporteerd. Het risico voor secundaire vergiftiging met zware metalen via onder andere bodemorganismen komt echter aan bod in de risico-evaluatie onder 4.7.2. Regenwormen zijn vooral gevoelig voor Cu, maar de bodemconcentraties vastgesteld Menen (11-159 mg Cu/kg DS) zijn duidelijk lager dan toxische waarden van 250-300 mg Cu/kg DS bodem gerapporteerd door Ma (1982) en Ma et al. (1983).

4.5.1. In situ bemonstering van de aanplantingen

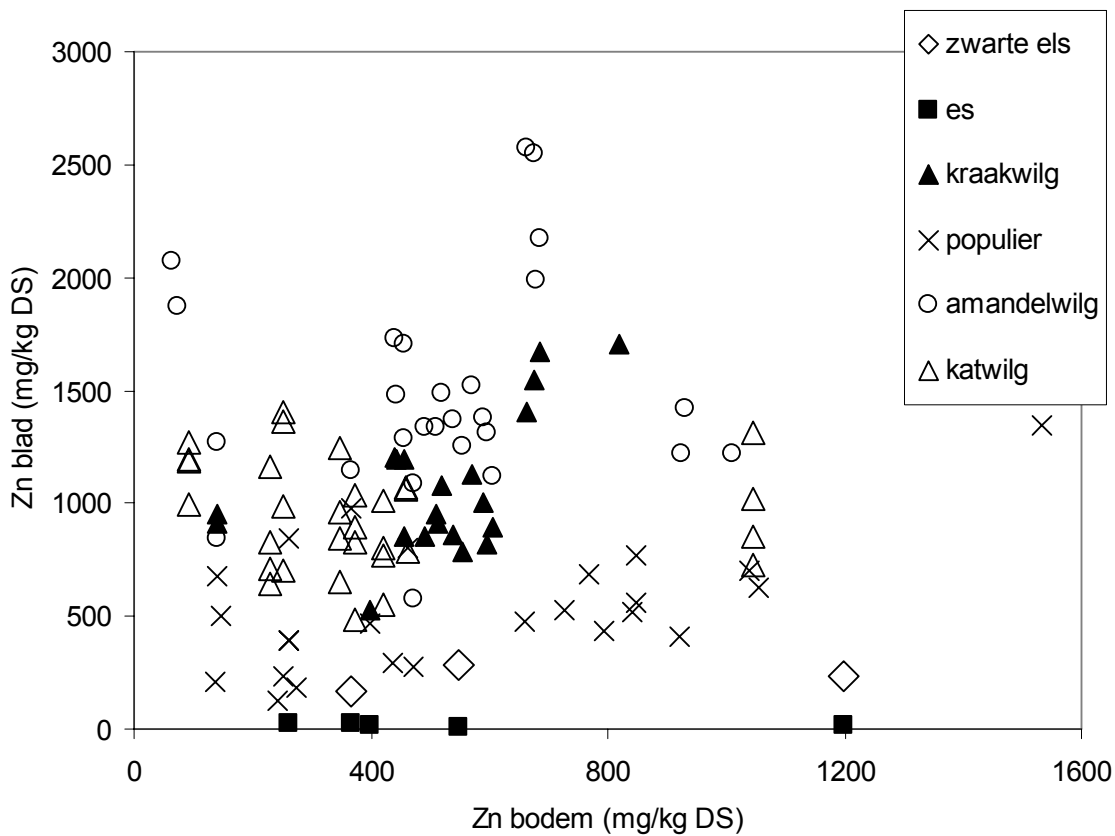
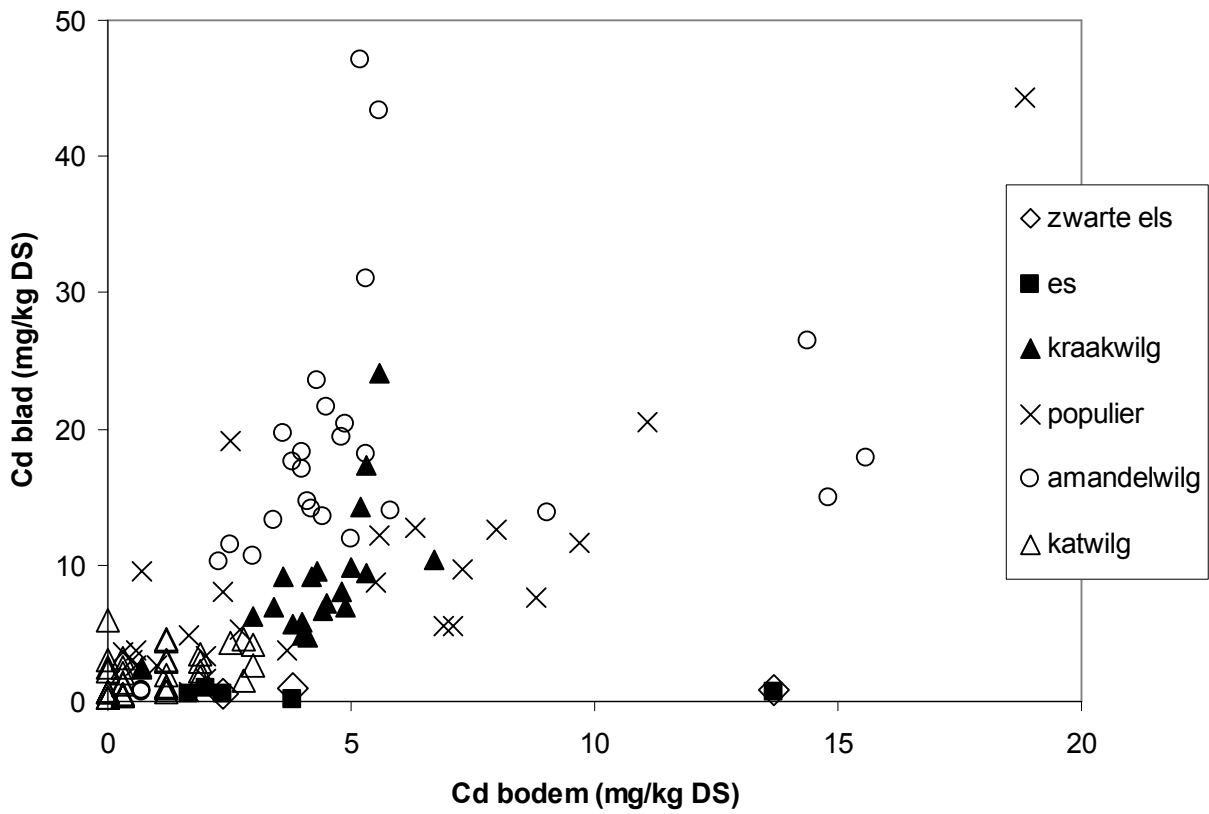
In de periode 1992-1995 werden de aanplantingen in situ bemonsterd. Alle bemonsteringen gebeurden in de tweede helft van augustus. Bij het merendeel van de aanplantingen werd de bemonstering in het eerste groeiseizoen uitgevoerd. Uit Fig. 4.8 blijkt duidelijk dat wilgen en populier vrij hoge bladconcentraties aan Cd en Zn bevatten bij hogere bodemconcentraties, terwijl dit niet het geval is voor gewone es en zwarte els. De boomsoorten die aangeplant werden op de proefsite zijn allemaal geschikt voor het bodemsubstraat van de baggergronden. Gelijkaardige resultaten werden gerapporteerd voor een aanplanting op een verontreinigde baggergrond in Meigem, waar gewone es, esdoorn en eik normale bladgehalten aan Cd en Zn vertoonden, terwijl wilg en populier afwijkende bladconcentraties aan Cd en Zn hadden (Vandecasteele et al., 2002). Normale bladconcentraties voor wilgen in Vlaanderen zijn 0.5-2.9 mg Cd/kg DS en 128-338 mg Zn/kg DS (zie Hoofdstuk 1), en voor populier 2.0-4.4 mg Cd/kg DS en 60-184 mg Zn/kg (zie Hoofdstuk 2). We kunnen uit de resultaten voor de site in Menen besluiten dat de boomsoortenkeuze toelaat om de opname van Cd en Zn via planten te sturen en dus te beperken.

Tabel 4.2. Bladconcentraties (mg/kg DS) aan Cd en Zn voor *Salix triandra* ‘Noir de Vilaine’ (NDV) en *Salix fragilis* ‘Belgisch Rood’ (BR) in de minidepots (staalnames in 1993)

Minidepot	cm stagnerend water	kloon	Cd	Zn
B4	23	BR	10.7	1264
B4	23	NDV	13	1380
B5	3	BR	9.5	1199
B5	3	NDV	14.3	1452
B7	57	BR	3.3	468
B7	57	NDV	3.8	317
B8	45	BR	4.1	555
B8	45	NDV	4.7	403
B10	23	BR	3.3	428
B10	23	NDV	3.9	306
B11	43	BR	3.5	513
B11	43	NDV	4.5	373

Tien klonen van *Salix viminalis* werden bemonsterd in augustus 1994 (4 maand na de opspuiting en de beplanting met SALIMAT (De Vos, 1994)) en augustus 1998 (Vervaeke en Lust, 2001). De Cd-concentratie bedroeg 1.0 ± 0.8 mg/kg DS in 1994 en 4.9 ± 1.8 mg/kg DS in 1998, terwijl de Zn-concentratie daalde van 1020 ± 231 mg/kg DS in 1994 tot 539 ± 135 mg/kg DS in 1998. De overgang van het natte slibsubstraat naar een normale bodem ging dus gepaard met gewijzigde opnamepatronen van zware metalen in de wilgen.

De minidepots B4, B5, B7, B8, B10 en B11 werden beplant met *Salix triandra* ‘Noir de Vilaine’ (NDV) en *Salix fragilis* ‘Belgisch Rood’ (BR) en beide soorten werden in 1993 afzonderlijk bemonsterd. Enkel voor de minidepots B4 en B5 werden verhoogde bladgehalten voor Cd en Zn gemeten (Tabel 4.2) in vergelijking met normale gehalten voor Vlaanderen (zie Hoofdstuk 1). Dit zijn de depots met het meest zandige substraat en de relatief droogste condities. In 1998 werd *Salix fragilis* in het minidepot B4 opnieuw bemonsterd, en de Cd- en Zn-concentraties in de bladeren waren vergelijkbaar met de resultaten van 1993 (Vervaeke en Lust, 2001).



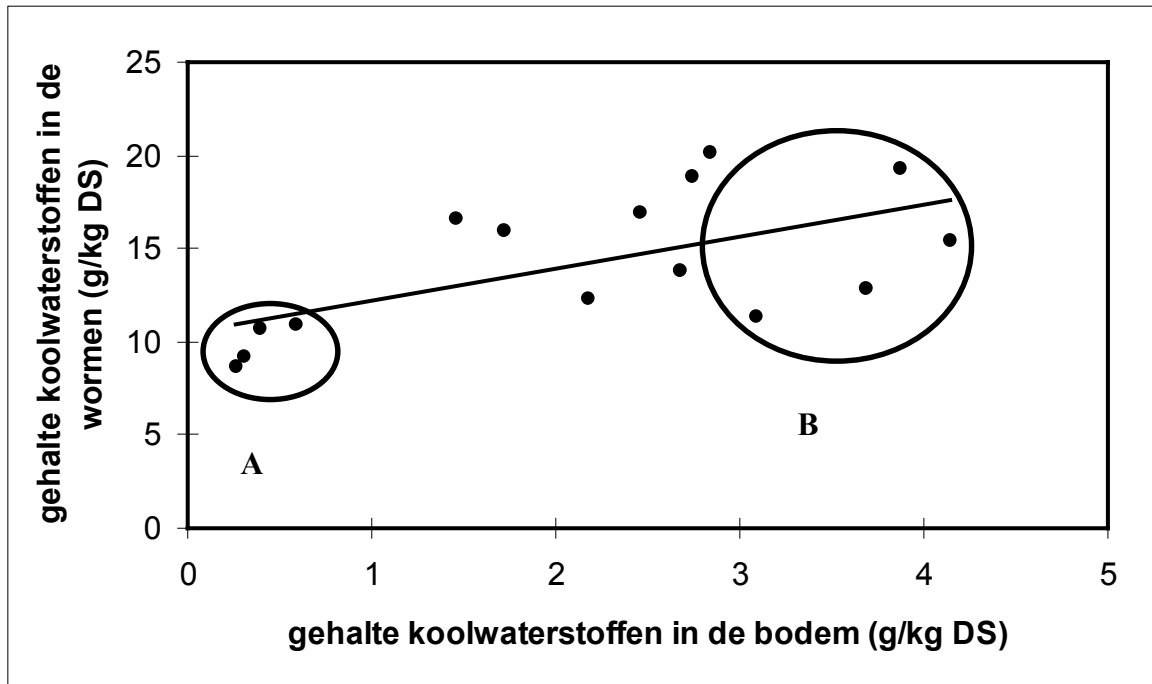
Figuur 4.8. Cd- en Zn-concentraties in de bladeren van verschillende boomsoorten die in situ bemonsterd werden, in functie van de bodemconcentraties.

De minidepots B2, B3, B5, B6, B9 en B10 werden in 1999 afgegraven en vervangen door grotere minidepots. Enkel het depot C1 werd beplant met *Salix viminalis* 'Orm'. De Cd- en Zn-concentraties in de bladeren bedroegen 4.3 resp. 497 mg/kg DS (Vervaeke en Lust, 2001), en zijn dus net hoger dan de normale bladconcentraties in wilgen.

4.5.2. Biobeschikbaarheid van organische pollutanten voor regenwormen (potproef gedurende 32 dagen)

De opzet van deze potproef met regenwormen wordt in Bijlage 1 beschreven. De doelstelling van deze proef was enerzijds de overleving van regenwormen in bodemmonsters van depot A3 onder gecontroleerde omstandigheden en bij een optimaal voedselaanbod te bepalen, en anderzijds de biobeschikbaarheid van de MO voor regenwormen te bepalen.

De regenwormen uit de Ardoyen-grond (referentiegrond) hadden een MO-gehalte van 13.9 ± 1.4 g/kg DS wormen. De hoge gehalten aan MO die in de regenwormen in referentiebodems gemeten worden, wijzen er op dat heel wat verbindingen die van nature in regenwormen aanwezig zijn, als MO gemeten worden. Wanneer het gehalte MO in de regenwormen wordt uitgezet t.o.v. het gehalte MO in de bodem (Fig. 4.9), is de regressierechte significant verschillend van een horizontale ($P = 0.0029$). De significantie van de regressierechte werd getoetst aan de hand van de F-toets. De determinatiecoëfficiënt R^2 van de regressierechte is 0.381. Een andere indicatie voor accumulatie is het vergelijken van de wormen uit bodemstalen 1,2,3,4 (groep A, textuur: kleiig zand, laag MO-gehalte) met de wormen 20,22,23,24 (groep B, textuur: lemige klei, hoog MO-gehalte). Het gehalte MO in beide groepen is significant verschillend ($P \leq 0.05$).



Figuur 4.9. Gehalte MO in *Lumbricus terrestris* (g/kg DS wormen) in functie van het gehalte MO in de bodem (g/kg droge grond)

Doordat de paren wormen bij de introductie een vers gewicht hadden tussen 8 en 9 g, is de waarschijnlijkheid dat het MO-gehalte van de regenwormen functie is van hun lichaamsgewicht zeer klein. Na 32 dagen groei in de baggerslibgrond was de spreiding van de lichaamsgewichten van de paren regenwormen gering, nl. 1.93 ± 0.21 g DS worm of 10.8 ± 0.6 g vers wormgewicht.

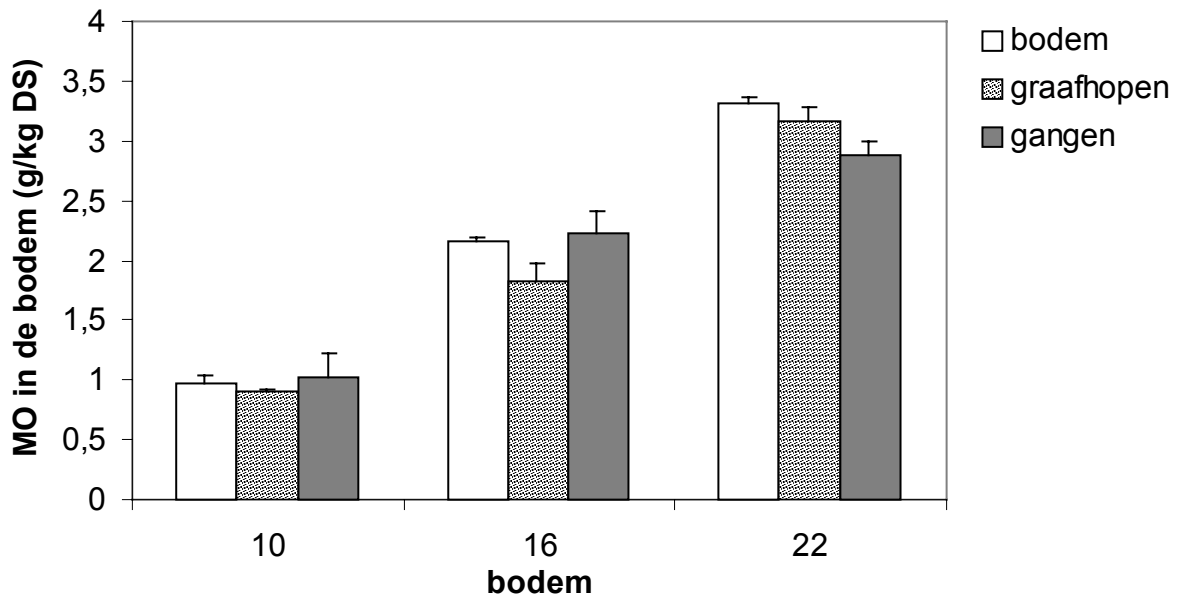
Uit de resultaten blijkt dat er duidelijk hogere concentraties aan minerale olie (MO) gemeten worden in de regenwormen die gedurende 39 dagen blootgesteld werden aan bodems met hogere concentraties aan MO. Toch is de richtingscoëfficiënt van de regressierechte kleiner dan 1 en is de relatieve opname dus kleiner bij hogere bodemconcentraties. De concentratie aan MO in regenwormen die gedurende 32 overleefden in niet-verontreinigde referentiegrond, was 14.9 ± 2.8 g/kg DS worm.

4.5.3. Biobeschikbaarheid van organische pollutanten voor regenwormen (potproef gedurende 105 dagen)

De invloed van de regenwormen op het MO-gehalte van de bodem werd nagegaan aan de hand van een potproef gedurende 105 dagen. Het doel van deze proef was niet om de opname van MO door regenwormen te bestuderen, maar om te bepalen in hoeverre de

biobeschikbaarheid van MO voor regenwormen effecten heeft op de bodemgehalten in de graafhopen (het bodemmateriaal dat door regenwormen aan het bodemoppervlak afgezet wordt = “casts”), de gangen van *L. terrestris*, en de bodem. Met ‘bodem’ wordt het substraat bedoeld dat niet rechtstreeks door de regenwormen werd beïnvloed. Om de invloed van de regenwormen op de globale bodem te kunnen bepalen, werd er met elk van de drie bodemstalen een blanco-cilinder gevuld waarbij er geen regenwormen in de bodem geïntroduceerd werden. Er wordt met andere woorden getracht een maat te berekenen voor de biodegradeerbaarheid van de MO in het baggersubstraat voor verschillende compartimenten. Er werden telkens drie herhalingen gebruikt van bodemstalen 10, 16 en 22, waarbij in elke cilinder 2 regenwormen zaten.

In Fig. 4.10 worden de MO-gehalten in de bodem, de graafhopen en de gangen voorgesteld. De daling van het MO-gehalte door de aanwezigheid van regenwormen gedurende 105 dagen is beperkt. De significantie van de verschillen van het MO-gehalte tussen de verschillende compartimenten van een bodem werden getest met de t-toets. In geen enkele van de drie bodems is er een significant verschil tussen het MO-gehalte van de bodem en de gangen. In bodem 16 en 22 is het MO-gehalte van de graafhopen significant lager dan het MO-gehalte van de bodem. Voor geen enkel bodemstaal was het gehalte in de bodem met regenwormen significant lager dan de gehalten in hetzelfde bodemstaal zonder regenwormen (gegevens niet weergegeven). Uit de resultaten blijkt dat de biodegradeerbaarheid van MO in de 3 bodemstalen zeer laag is. Hieruit kan besloten worden dat de MO weinig biobeschikbaar is voor de micro-organismen in het darmkanaal en de uitwerpselen van de regenwormen, of dat de zware metalen een toxisch effect hebben op de micro-organismen. Een andere mogelijke verklaring is dat de minerale olie sterk aan het organisch materiaal in de bodem gebonden en daardoor minder beschikbaar is geworden (Alexander, 1995; Hatzinger & Alexander, 1995). De MO in het baggersubstraat heeft een groot aantal processen doorstaan sinds de lozing in het oppervlaktewater, zodat verondersteld kan worden dat enkel de zwaardere en niet-vluchtige fractie overblijft. Deze fractie zal al een zekere vorm van verwerking ondergaan hebben. Wat ook de verklaring is voor het fenomeen, er kan besloten worden dat de eerder lage concentraties aan MO in de bodem een laag risico vormen, en weinig biodegradeerbaar zijn.

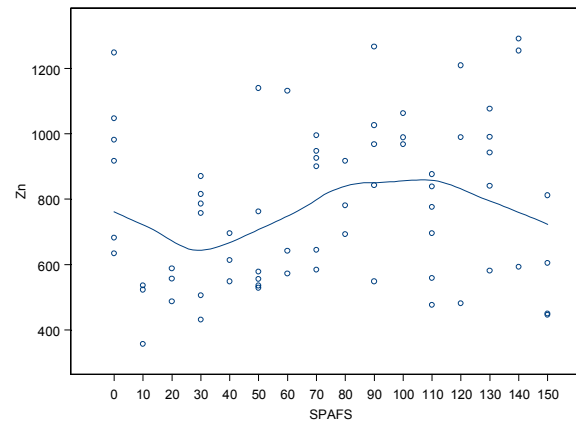
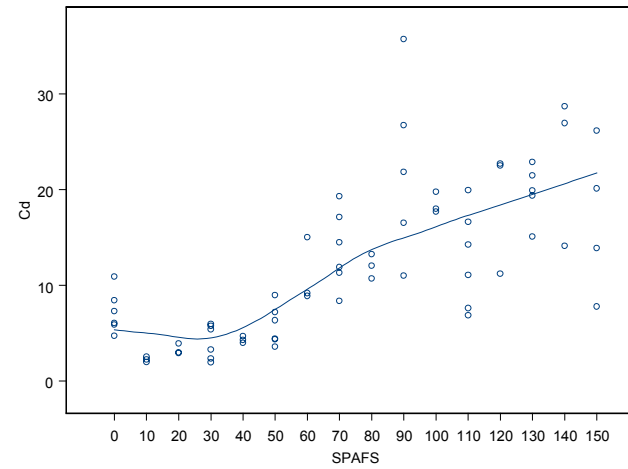
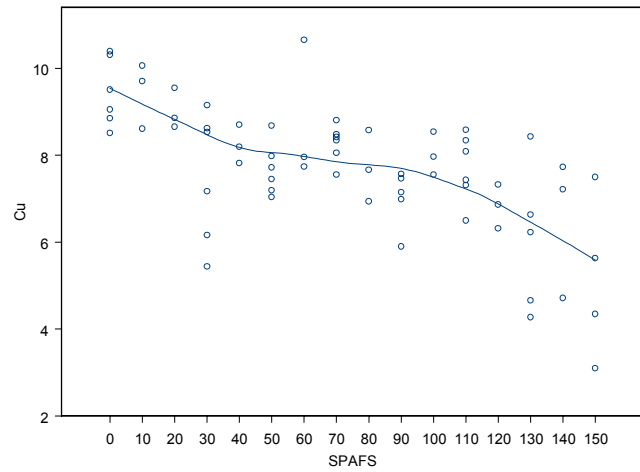


Figuur 4.10. Verschillen in de concentratie aan minerale olie (MO) in de graafhopen, gangen en de resterende bodem als resultaat van blootstelling aan de activiteit van regenwormen gedurende 105 dagen.

4.5.4. Biobeschikbaarheid van zware metalen voor wilg in een potproef

Dezelfde 24 punten op het depot A3 die voor de potproef met regenwormen gebruikt werden (Deel 4.5.2), werden gelijktijdig bemonsterd voor een potproef met wilg. Hiervoor werden stekken van de *Salix fragilis*-kloon “Belgisch Rood” gebruikt. De beschrijving van de proefopzet werd in Bijlage 2 opgenomen (De Vos, 1995). Het grote voordeel van deze potproef is de sterke standaardisatie naar groeiomstandigheden en plantenmateriaal, zodat de relatieve opname van zware metalen optimaal kan vergeleken worden voor een reeks bodems.

Het depot A3 wordt gekenmerkt door een textuur- en pollutiegradiënt volgens de lengterichting van het depot. In Fig. 4.11 wordt de Cd-, Cu- en Zn-concentratie in de bladeren gegeven in functie van de lengteas van het depot. De Cd-concentraties nemen duidelijk toe naarmate het klei- en Cd-gehalte in de bodem stijgt, terwijl voor Cu een daling in functie van de lengterichting vastgesteld wordt. In tegenstelling tot Cd is Cu dus minder biobeschikbaar voor wilg op de meest verontreinigde kleiplaat. Voor Zn is er geen duidelijk merkbare stijging of daling merkbaar.



Figuur 4.11. Bladconcentraties aan Cd, Cu en Zn voor stekken van *Salix fragilis* cv. “Belgisch Rood” in functie van de afstand tot de spuitmond (SPAFS) langs de lengteas van depot A3.

In de bladstalen werden ook metingen verricht van het gehalte MO. Uit deze gegevens kon er besloten worden dat de MO in het baggersubstraat zeer weinig opgenomen werd in de bladeren (Vandecasteele, 1996). Dit kan logisch verklaard worden omdat MO zeer slecht wateroplosbaar is, en aangezien opname via bodemwater de enige weg is waarlangs bodemverontreiniging een effect kan hebben op bladconcentraties aan polluenten, is opname weinig waarschijnlijk.

4.5.5. Biobeschikbaarheid van zware metalen voor muizen

Op de site in Menen werd onderzoek gedaan naar de biobeschikbaarheid van zware metalen voor Gewone bosmuis (*Apodemus sylvaticus*), Rosse woelmuis (*Clethrionomys glareolus*), Bosspitsmuis (*Sorex araneus*) en huisspitsmuis (*Crocidura russula*) door Huvenne & Lust (1996) en door Verbeeren (1998). Huvenne en Lust onderzochten ook een aantal wezels om de biobeschikbaarheid van zware metalen te kunnen inschatten. De Gewone bosmuis was de meest aangetroffen soort. De gegevens van Verbeeren (1998) komen onder Deel 4.7 aan bod.

Huvenne en Lust (1996) stelden vooral een hoge accumulatie van Cd en Cu vast in de nieren, terwijl Pb en Zn niet geaccumuleerd werden en in relatief lage concentraties voorkwamen. In deze bespreking gaan we ons concentreren op Cd, aangezien dat algemeen als het meest toxische zware metaal beschouwd wordt. Huvenne en Lust (1996) vonden algemeen drie keer hogere Cd-concentraties in de nieren dan in de lever voor wezel, Gewone bosmuis en huisspitsmuis. De absolute Cd-concentraties in de nieren liggen ongeveer dubbel zo hoog dan de referentiewaarden die in de literatuur gevonden werden, maar duidelijk lager dan waarden die gerapporteerd werden voor sterker vervuilde sites.

De Cd-concentraties lagen iets hoger in de carnivore Huisspitsmuis dan in de herbivore Gewone bosmuis. Dit werd ook vastgesteld in verontreinigde uiterwaarden in Nederland (Kooistra et al., 2001). Toch zijn de gevonden Cd-concentraties in Menen veel lager dan de LOAEC-waarde (Lowest Observed Adverse Effect Level) van 120 mg Cd/kg DS nier (Ma en Van der Voet, 1993) en de NOEC-waarde (No Observed Effect Level) van 150 mg Cd/kg DS nier gebruikt door Gorree et al. (1995), nl. 3.75 ± 2.99 mg Cd/kg DS nier voor Gewone bosmuis, 24.8 mg Cd/kg DS nier voor Huisspitsmuis, en 0.59 ± 0.01 mg Cd/kg DS nier voor wezel voor het depot A4.

4.6. Effecten van zware metalen op het functioneren van het ecotoop (effectenevaluatie)

In de vorige paragraaf werd er een overzicht gegeven van de biobeschikbaarheid van de verontreiniging in Menen. De bodemconcentraties aan zware metalen en meerbepaald aan Cd, en Zn zijn duidelijk hoger dan referentiesituaties en dit geeft bij populier en wilg aanleiding tot verhoogde bladgehalten aan Cd en Zn. Bij regenwormen werden verhoogde gehalten aan MO gemeten in een potproef. Uit literatuur is geweten dat bij regenwormen op verontreinigde baggergronden en overstromingsgebieden hogere gehalten aan Cd en Zn vastgesteld werden. Op de site in Menen werden bij muizen hogere gehalten aan zware metalen gemeten t.o.v. referentiesituaties, maar deze concentraties lagen ver beneden de toxische concentraties voor muizen.

In deze paragraaf wordt er een overzicht gegeven van de vastgestelde en/of te verwachten effecten van de bodemverontreiniging op verschillende groepen organismen en het functioneren van het habitat. Daarom worden een aantal essentiële schakels en processen geselecteerd die relevant zijn voor de site en Menen. Voor elke schakel worden NOEC/LOEC-waarden verzameld of afgeleid uit eigen onderzoek. Deze waarden geven aan tot welke concentratie voor een bepaald element er geen negatieve effecten verwacht mogen worden. We selecteren hier 2 trofische niveaus vertegenwoordigd door een testorganisme, nl. wilgen (kraakwilg, *Salix fragilis*), regenwormen (*Lumbricus terrestris*) en een groep strooiselorganismen, bijv. pissebedden. Voor de wilgen en de regenwormen werd er een potproef met bodemstalen uit depot A3 uitgevoerd. Er worden ook een belangrijk proces als indicator geselecteerd, nl. strooiselafbraak. Effecten voor hogere trofische niveaus worden onder Deel 4.7 behandeld.

4.6.1. Potproef met wilg gedurende 120 dagen

De proefopzet werd reeds onder 4.5.4 besproken. Stalen van 24 punten op het depot A3 werden gebruikt als groeimedium voor de *Salix fragilis*-kloon “Belgisch Rood”. Groeikarakteristieken zoals scheutlengte, wortelgroei of bladoppervlakte werden vergeleken met gegevens voor stekken gekweekt op referentiebodems. De volledige gegevensverwerking wordt in Bijlage 2 gegeven.

Algemeen kan uit deze groeiproef besloten worden dat de groei over de textuur- en pollutiegradiënt normaal is. De range van bodemconcentraties aan zware metalen en

organische polluenten in depot A3 geeft dus geen aanleiding tot verminderde groei of toxiciteit voor wilg. De bodemconcentraties aan zware metalen en andere polluenten zijn dus lager dan de NOEC-waarden.

4.6.2. Potproef met regenwormen gedurende 32 dagen

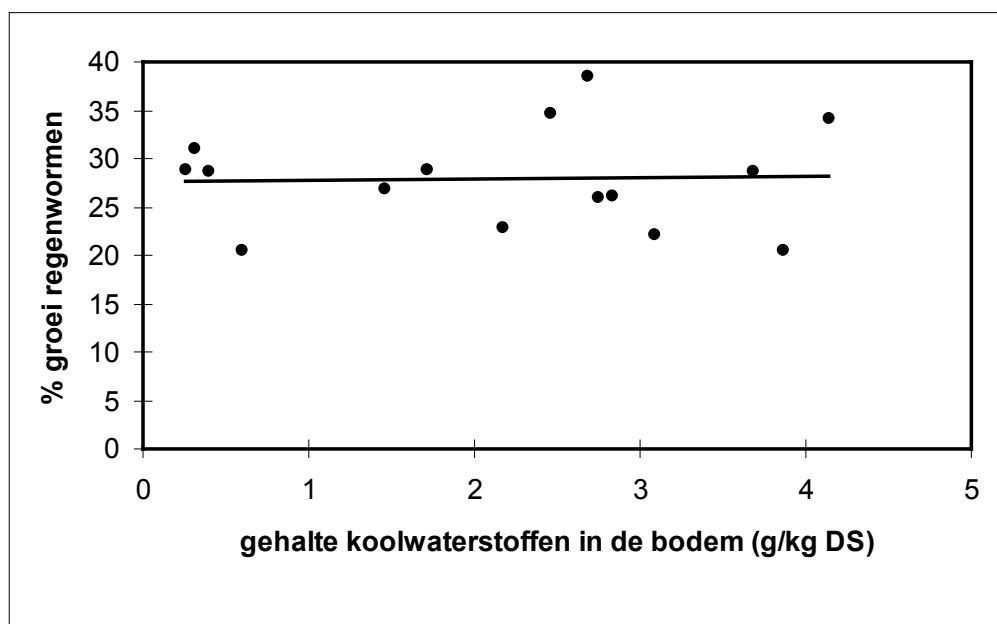
De proefopzet werd onder Deel 4.5.2 en in Bijlage 1 reeds uitvoerig besproken. De wormen werden 32 dagen blootgesteld aan de bodemverontreiniging in de baggersubstraten. Na 1 week waren 6 wormen van de 48 (12.5 %) afgestorven. Deze wormen waren er nog niet in geslaagd de bodem binnen te dringen. Deze wormen werden vervangen door andere, die wel allemaal bleven leven. Van de overblijvende wormen waren er na 32 dagen 7 gestorven (14.6 %). Een mogelijke verklaring voor het afsterven van een aantal wormen gedurende de eerste week was de relatief lange bewaartijd (ongeveer 6 maand) bij 4° C vooraleer de proef opgestart werd, waardoor de wormen verzwakt waren.

De specifieke groeisnelheid μ (d^{-1}) is de dagelijkse procentuele gewichtstoename van de regenwormen. Deze groeisnelheid werd berekend aan de hand van het gewichtsverschil in vers gewicht van elk paar regenwormen voor en na 32 dagen overleven in het baggerslibsubstraat. Enkel de monsters waarvan de beide wormen 32 dagen in het substraat bleven, zijn weergegeven. De gemiddelde specifieke groeisnelheid voor alle bodemstalen waar de 2 wormen overleefden, was $0.009 \pm 0.001 d^{-1}$. Dit betekent dat het gewicht van de regenwormen per dag gemiddeld 0.9 % toenam. De voedselopname bedroeg 0.049 g sla DS/dag. Deze voedselopname is gebaseerd op de totale hoeveelheid sla aan elke cilinder toegevoegd. Devliegher & Verstraete (1995) bekwamen bij *L. terrestris*, die gedurende 5 weken overleefden in een niet gepollueerde grond een μ van $0,01 d^{-1}$. Deze proef werd uitgevoerd met Ardoyen grond met zandige textuur, een pH van 6,8 en een % organische C van 0,9%. De wormen werden eveneens met sla gevoederd, de voedselopname bedroeg 0,047 g sla DS/dag en de omstandigheden van de proef waren vergelijkbaar. De paren regenwormen hadden bij het begin van het experiment een levend gewicht tussen 8 en 9 g, wat ook het geval was bij de regenwormen die geïntroduceerd werden in de baggerslibmonsters.

In een tweede vergelijkbaar experiment met Ardoyen grond (Devliegher & Verstraete, 1996) bedroeg deze groeisnelheid μ bij met sla gevoederde regenwormen $0,004 d^{-1}$. Uit de gewichtstoename en het feit dat de sla aan het oppervlak werd weggenomen, werd besloten

dat de regenwormen toch een natuurlijk gedrag vertoonden. Er kan dus besloten worden dat de regenwormen die overleefden in de verschillende baggerslibmonsters, een normale relatieve groeisnelheid vertoonden.

De groei van de regenwormen kan functie zijn van bepaalde bodemkarakteristieken, zoals het MO-gehalte van de bodem. Wanneer de procentuele groei van de regenwormen uitgezet werd t.o.v. het gehalte MO in de bodem (Fig. 4.12), was de regressierechte niet significant verschillend van een horizontale ($P = 0.899$). Er zijn dus geen indicaties dat de groei afneemt als het MO-gehalte in de bodem toeneemt. Zowel groei- als overlevingsgegevens tonen aan dat de verontreiniging met zware metalen en MO in depot A3 geen aanleiding geeft tot duidelijk observeerbare negatieve effecten. De gemeten waarden aan zware metalen en MO in de bodem liggen dus lager dan de LOEC-waarde voor groei en overleving van regenwormen in een landgeborgde baggersubstraat.



Figuur 4.12. Procentuele groei van *Lumbricus terrestris* in functie van het gehalte aan MO in de bodem (g/kg droge grond)

4.6.3. Potproef met regenwormen gedurende 105 dagen

De proefomstandigheden van dit experiment waren identiek als die besproken onder 4.5.3, maar nu werden voor 3 punten op depot A3 4 cilinders gevuld met bodemmateriaal. Bij drie van de vier cilinders werden 2 regenwormen (*L. terrestris*) gebruikt, en de vierde cilinder bleef onaangeroerd over de hele periode van de proef. Op regelmatige tijdstippen werden de

regenwormen gevoederd en werd het materiaal afgezet aan het bodemoppervlak ingezameld en bewaard. Bij het beëindigen van de proef werden de wanden van de gangen van de regenwormen apart bemonsterd (3 mm dikte). Voor *L. terrestris* werd in de proeven uitgevoerd met bodemmateriaal van Menen en in experimenten van andere auteurs vastgesteld dat deze soort vrij permanente verticale gangen graaft die gedurende de hele proef intact bleven. Een eerste vaststelling was dat de regenwormen die bij deze potproef rond de biodegradatie van MO aan bodems met variërende concentraties aan MO blootgesteld werden, overleefden in het substraat. Aanvullend op de potproef gedurende 32 dagen geven deze resultaten aan dat de gemeten waarden aan zware metalen en MO in de bodem lager liggen dan de LOEC-waarde voor groei en overleving van regenwormen in een landgeborgden baggersubstraat.

4.6.4. Strooisel en pissebedden

De strooisellaag en in het bijzonder de strooiselafbraak is een belangrijke parameter om de negatieve effecten van zware metalen op lange termijn in te kunnen schatten (Martin et al., 1982; Martin & Bullock, 1994, Laskowski et al., 1995). Een vertraagde strooiselafbraak door verontreiniging resulteert in strooiselaccumulatie. Verontreiniging resulteert in die gevallen in veranderingen op hogere organisatieniveaus van het biologisch systeem zoals trofische interactie en afbraakprocessen.

Strooiselgegevens zijn enkel sporadisch beschikbaar voor Menen. De Vos (1995) rapporteert waarden van 15.9 mg Cd/kg DS en 825 mg Zn/kg DS onder kraakwilg en waarden van 36.9 mg Cd/kg DS en 1503 mg Zn/kg DS onder katwilg voor bodems met 9.6 mg Cd/kg DS en 350 mg Zn/kg DS. Huvenne & Lust (1996) volgden de strooiselproductie (beperkt tot de bladeren van wilgen) op gedurende de zomer (22 mei – 19 augustus) en stelden een uitzonderlijk grote strooiselproductie vast in vergelijking met andere Vlaamse bossen. Bij onderzoek op andere verontreinigde baggergronden werd in spontane wilgenbossen een normale strooiselafbraak vastgesteld, waarbij er in juni nergens nog significante hoeveelheden strooisel aangetroffen werden (Vandecasteele et al., 2002). Bij het terreinbezoek in november 2002 werd er geen abnormale strooiselaccumulatie geobserveerd. De gemeten strooiselconcentraties zijn dus niet het hele jaar door aanwezig, maar slechts gedurende een 4-6 maanden. In het minidepot C1 werden in 2001 strooiselconcentraties aan Cd en Zn gemeten van 4.9 resp. 331 mg/kg DS (Vervaeke en Lust, 2001).

De strooiselconcentraties in Menen zijn hoger dan de waarden gerapporteerd door Laskowski et al. (1995) voor eiken-berkenstrooisel na 2 jaar afbraak maar lager dan de resultaten van Martin & Bullock (1994) voor eikenbossen met extreme strooiselaccumulatie in de omgeving van zinksmelterijen, nl. 39-112 mg Cd/kg DM en 1900-3500 mg Zn/kg DM. Grelle et al. (2000) rapporteert dikke, niet-verteerde strooisellagen bij de meest verontreinigde stukken in de omgeving van een smelterij; voor bodemconcentraties van 149 mg Cd/kg DS, 2995 mg Pb/kg DS en 19690 mg Zn/kg DS. De strooiselconcentraties op deze locaties waren 300 mg Cd /kg DS, 30000 mg Zn/kg DS Zn en 5000 mg Pb/kg DS. Een belangrijk punt bij het inschatten van het risico is dat bij de vermelde studies er een duidelijk vertraagde strooiselafbraak vastgesteld werd, met zeer hoge strooiselhoeveelheden gedurende het hele jaar, terwijl in Menen er een normale strooiselafbraak plaatsvindt. Er wordt hier ook geen rekening gehouden met andere beïnvloedende factoren zoals strooiseleigenschappen (zuurtegraad, voedingswaarde, boomsoort) en de bodemeigenschappen die beide de afbraaksnelheid van het strooisel in normale omstandigheden bepalen.

Strooiseldecompositie is het gevolg van een interactie tussen bodeminvertebraten en micro-organismen. De negatieve effecten van zware metalen in de strooisellaag blijken groter te zijn voor bodeminvertebraten dan voor micro-organismen, aangezien de NOEC- en EC50-waarden voor isopoden (van Straalen en Denneman, 1989; Drobne en Hopkin, 1995) duidelijk lager zijn dan voor respiratiesnelheden (Niklínka et al., 1998). De NOEC-waarde voor reproductie van de pissebed *Porcellio scaber* is 10 mg Cd/kg DS strooisel (van Straalen en Denneman, 1989) en 1000 mg Zn/kg DS strooisel voor de vermindering van de voedselconsumptie (Drobne en Hopkin, 1995). Volgens deze laatste auteurs varieert de LOEC-waarde voor Zn tussen 2000-5000 mg/kg DS strooisel. Drobne & Strûs (1996) rapporteerden een NOEC-waarde van 250 ppm Zn op basis van labo-observaties van het vervellen bij pissebedden, maar waarschuwen voor het grote verschil in concentraties tussen labo- en veldsituatie waarbij dezelfde negatieve effecten optreden. Hopkin & Hames (1994) observeerden een bepaald ecotoxicologisch effect op het terrein pas bij een 5 keer hogere concentratie dan voor een labo-situatie. Hopkin & Hames (1994) rapporteerden de afwezigheid van isopoden als de Zn-concentratie in het strooisel hoger was dan 5000 mg/ kg DS. Bengtsson en Tranvik (1989) besluiten uit een literatuurstudie rond bodeminvertebraten dat de maximum toegelaten concentraties in strooisel 10-50 mg Cd/kg en < 500 mg Zn/kg bedragen. De hogere concentraties in het strooisel hebben ook indirecte effecten op de invertebraten: Stone et al. (2001) stelde vast dat loopkevers blootgesteld aan chronische

verontreiniging veel gevoeliger zijn voor bijkomende stressfactoren. Dit korte literatuuroverzicht rond pissebedden en strooisel met verhoogde gehalten aan zware metalen geeft het complexe karakter van risico-evaluatie aan.

De gehalten aan Cd en Zn in de strooisellaag zijn duidelijk hoger dan referentiewaarden en bevinden zich in de grootte-orde van de meeste gerapporteerde NOEC- en LOEC-concentraties, maar geven geen aanleiding tot vertraagde strooiselafbraak en strooiselaccumulatie. Dit geeft aan dat bepaalde groepen bodeminvertebraten actief meewerken aan de strooiselafbraak. Er is dus geen rechtstreeks effect van de verhoogde Cd- en Zn-concentraties in het strooisel in Menen, maar toch kan er verwacht worden dat deze verhoogde strooiselconcentraties aanleiding geven tot verhoogde lichaamsconcentraties voor bodeminvertebraten. Dit wijst op een risico voor secundaire vergiftiging, en dit aspect wordt verder in Deel 4.7 behandeld.

4.7. Ecologische risico-evaluatie

Tot nog toe werd er steeds uitgegaan van puntgegevens voor planten en organismen die in relatief intens contact met het verontreinigde baggersubstraat staan. Bij deze lagere schakels in de voedselketen wordt er steeds vastgesteld dat de hogere concentraties in het slijbsubstraat resulteren in hogere concentraties in het bestudeerde compartiment t.o.v. referentiewaarden. Deze concentraties zijn echter niet van deze grootte-orde dat ze leiden tot duidelijk aanwijsbare toxische effecten. Naast het risico van secundaire vergiftiging (zie verder), moeten de hogere concentraties aan zware metalen in de bestudeerde compartimenten aanzien worden als een stressfactor. Naast verontreiniging geven een groot aantal andere processen aanleiding tot stress, nl. weersomstandigheden, hydrologische toestand, ziekten en aantastingen, ... Chronische blootstelling aan verontreiniging kan in sommige gevallen leiden tot een verlaagde weerstand tegen bijkomende stressfactoren.

Het probleem herleidt zich dus tot het feit dat er geen duidelijke tekenen zijn van primaire vergiftiging, maar dat er steeds een risico is van secundaire vergiftiging. Deze tweede schakel wordt gekenmerkt door een grote onzekerheid, omdat (1) het organisme op een grotere ruimtelijke schaal opereert, (2) de voedselketen van het organisme vrij complex kan zijn, (3) de effecten van verontreiniging sterk afhankelijk zijn van de leeftijd en de toestand van het individu, en (4) er heel wat factoren zijn die een invloed hebben op de toxiciteit.

We worden nu geconfronteerd met een schaalniveau waarbij de configuratie van de proefsite eveneens in rekening wordt gebracht. Uit de bovenstaande gegevens blijkt dat de graad van bodemverontreiniging in de verschillende depots volgens gradiënten varieert. De depots worden van elkaar gescheiden door stroken niet-gecontamineerde aarde. Deze factoren moeten mee in rekening gebracht worden in het bepalen van het risico op secundaire vergiftiging.

Eerst worden de resultaten van een vergelijking van de biobeschikbaarheid op 3 opgespoten terreinen besproken (Mertens et al., 2001), en daarna wordt er een model gebruikt voor een site-specifieke risico-evaluatie op basis van relevante voedselketens en doelsoorten.

4.7.1. Resultaten van een vergelijking van de biobeschikbaarheid voor 3 terreinen (Mertens et al., 2001)

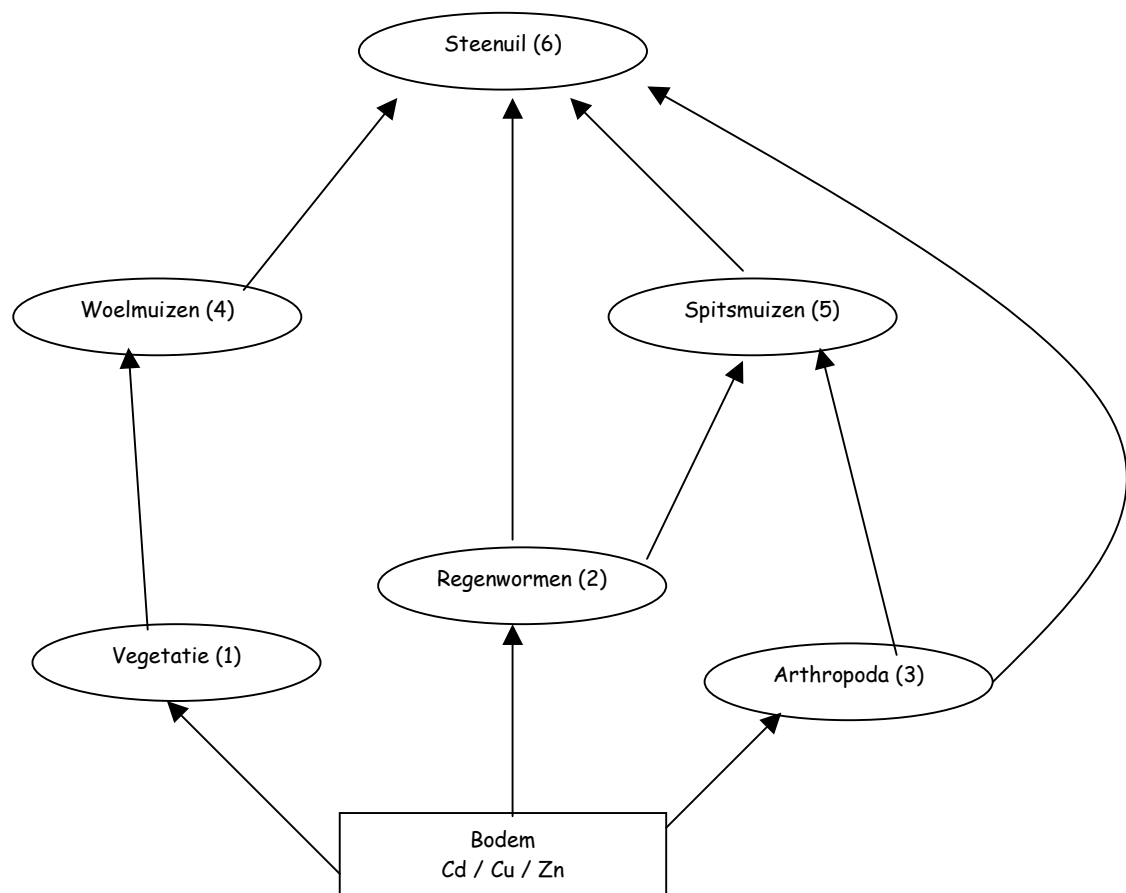
De concentraties aan zware metalen in wilgen en muizen in Menen werden vergeleken met resultaten voor een baggergrond in Bachte-Maria-Leerne en een infrastructuurspeciestort in Lovendegem, beide gelegen langs het afleidingskanaal van de Leie. Het risico voor secundaire vergiftiging bij predatoren werden laag ingeschat bij het aanwenden van de gegevens voor de 3 terreinen (vanuit een worst-case standpunt) in het BIOMAG-model (Gorree et al., 1995). Belangrijk was echter de vaststelling dat er op de site in Menen en Bachte- Maria-Leerne hoge Cd-gehalten in de wilgen gemeten werden in vergelijking met de site in Lovendegem. Er werd daarentegen geen significant verschil vastgesteld tussen de 3 locaties voor de gehalten aan Cd en Zn in de 3 soorten muizen (concentraties uitgedrukt op volledige lichaamsgewicht). Er werd eveneens geen duidelijk verschil gevonden voor Cd tussen de concentraties in de lever van de Bosspitsmuis voor Menen (verontreinigd) en Lovendegem (niet verontreinigd). De grote verschillen in bodemconcentraties aan Cd en Zn geven dus geen aanleiding tot aantoonbare verschillen in lichaamsconcentraties bij muizen.

4.7.2. risico-evaluatie voor Steenuil: evalueren van het ruimtelijk patroon van de verontreiniging

4.7.2.1. Beschrijving van het model

Het model werd in verschillende fasen ontwikkeld met als doel om het risico van verschillende beheersscenario's voor verontreinigde uiterwaarden in Nederland te kunnen

beoordelen. Het model gaat uit van een representatieve voedselketen (Fig. 4.13) waarbij voor elke schakel de probabiteit van de doorvergiftiging mee in de model verwerkt wordt d.m.v. Monte Carlo-simulaties. Als laatste component werd er een GIS-schakel toegevoegd, die toelaat om het ruimtelijk verontreinigingspatroon (voor zowel de absolute omvang als de configuratie van de bodemverontreiniging) mee in rekening te brengen. De kans op overschrijding van het risicoquotiënt wordt procentueel uitgedrukt: $Risico = [p(PEC/PNEC) > 1] * 100\%$.



Figuur 4.13. Voedselketen die in het model gebruikt wordt om de risico's op secundaire vergiftiging te testen.

4.7.2.2. Bruikbaarheid van het model

Niettegenstaande deze terreinen grotendeels aangeplant werden met wilgen, kan het terrein omschreven worden als een zachtouthoutoibos volgens het handboek natuurdoeltypen (Bal et al., 2001). Deze typering laat toe om gericht risico-evaluaties uit te voeren naar bepaalde doelsoorten toe. Niettegenstaande Steenuil een soort is die meer karakteristiek is

voor graslanden, wordt de soort toch als doelsoort voor wilgenbossen vermeld (Bal et al., 2001). De opbouw van de voedselketen is bovendien representatief voor een groot aantal doelsoorten van dit natuurdoeltype.

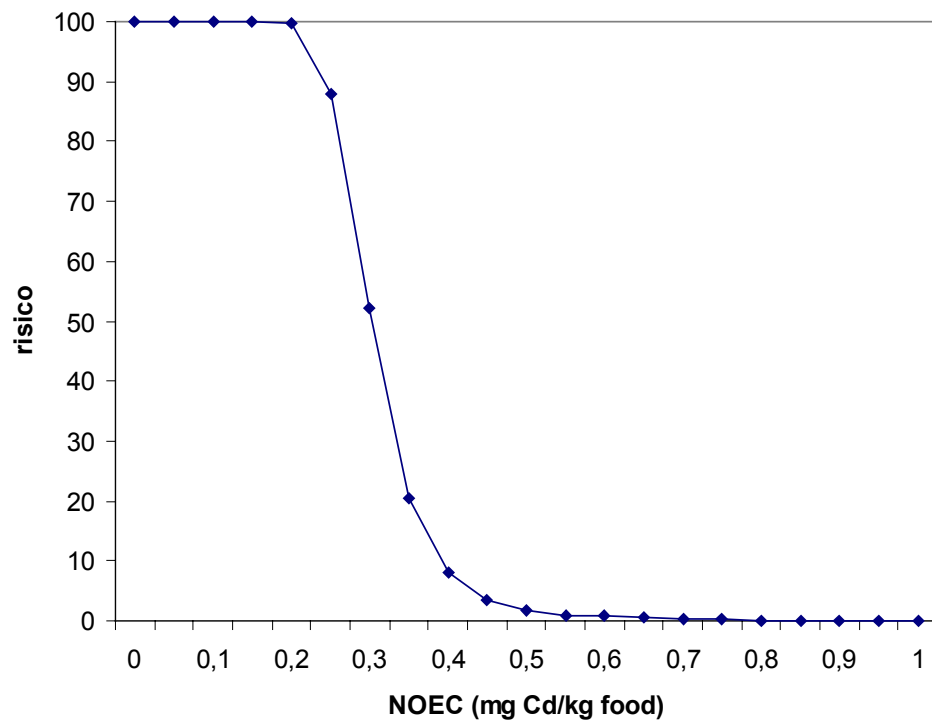
In realiteit zijn er heel wat beïnvloedende factoren. Zo kan er aangenomen worden dat de hoeveelheid regenwormen in de slibdepots lager zal zijn dan in de alluviale bodems tussen de bekkens, zoals werd vastgesteld op een aantal baggergronden langs de Bovenschelde en de Leie (lopend onderzoek). Naast het risico voor toxiciteit door secundaire vergiftiging kan bodemverontreiniging ook leiden tot een verminderd voedselaanbod voor hogere trofische niveaus (Klok, 2000). Hörnfeldt & Nyholm (1996) rapporteerden sterke aanwijzingen dat het verminderde broedsucces van ruigpootuil in een verontreinigd gebied rond een smelterij meer het gevolg was van een verminderd voedselaanbod van muizen dan door toxische effecten voor uilen. Toch kunnen er onverwachte interacties optreden: Groen et al. (2000) voorspelde dat bij vernatting van verontreinigde uiterwaarden het aandeel muizen in het voedsel van steenuil zal verminderen waardoor regenwormen een groter aandeel van het dieet uitmaken. Voor een zelfde bodemconcentratie werden hogere gehalten aan zware metalen in regenwormen t.o.v. muizen aangetroffen, waardoor de toxicologische risico's voor steenuil toenemen bij het gewijzigd beheer.

4.7.2.3. Parameters

De belangrijkste parameters in het model zijn de NOEC-waarden voor Cd, Cu en Zn voor de verschillende organismen. Bij de toepassing van het model zoals beschreven door Kooistra et al. (2001) met een NOEC-waarde voor steenuil van 0.25 mg Cd/(kg vers gewicht per dag) blijkt dat zelfs zeer lage bodemconcentraties aan Cd leiden tot zeer grote risico's uitgedrukt als risicoquotiënt. Dit heeft wel tot gevolg dat bijvoorbeeld in dit geval voor spitsmuis het risicoquotiënt kan oplopen tot 100%, waar uit je zou kunnen concluderen dat de populatie hierdoor verminderd wordt waardoor hogere trofische niveaus hun dieet moeten wijzigen of hun voedselgebied verplaatsen. Dit is echter een tekortkoming van het model: er wordt overal een gelijke spreiding van organismen verondersteld.

In werkelijkheid is er een grote onzekerheid bij het gebruik van de toxiciteitswaarden. Deze onzekerheid wordt veroorzaakt door verschillen tussen individuen binnen een populatie, omrekening van waardes van laboproeven naar veldomstandigheden, enz. De soms zeer lage aanvaardbare concentraties die uit proeven afgeleid worden, zijn meestal het gevolg van de

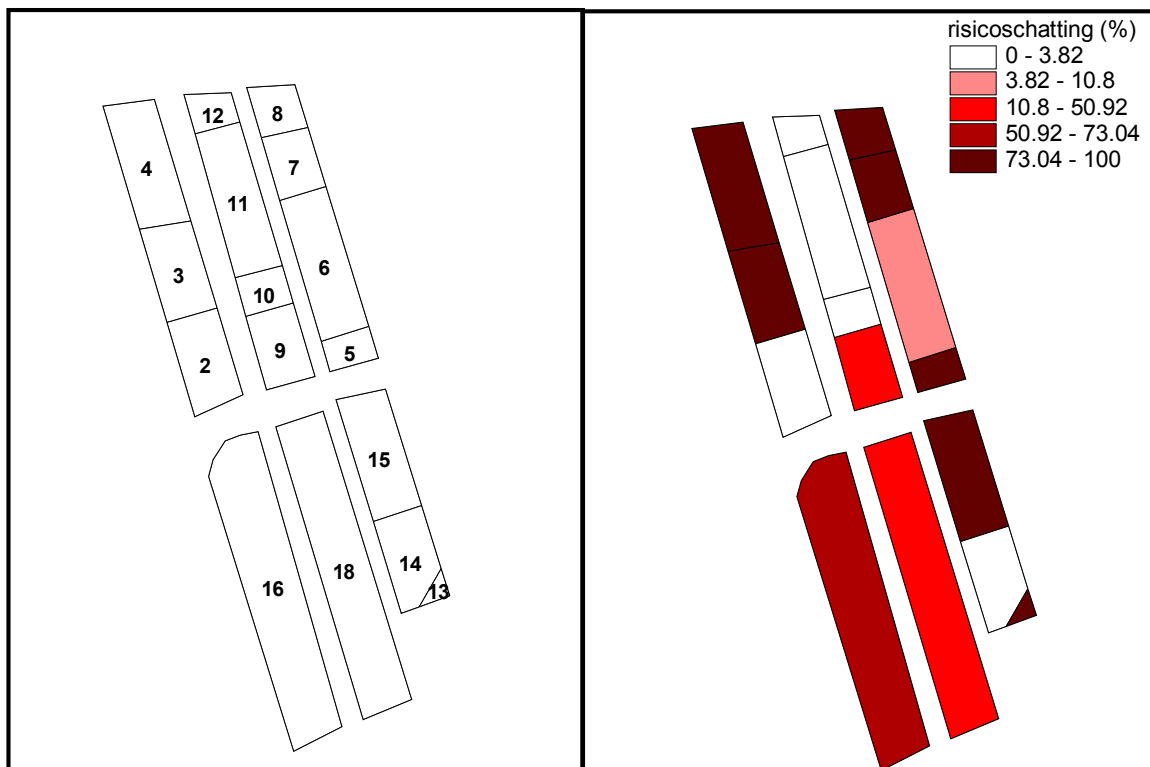
hoge statistische prijs die betaald moet worden om met een grote zekerheid een bepaald effect te kunnen uitsluiten. Bepaalde kritische waarden voor essentiële zware metalen (zoals Cu) in de bodem zijn zo laag dat heel wat organismen bij dergelijke lage concentraties in de problemen komen door een tekort aan Cu (Hopkin, 1994). Om de invloed van de NOEC-waarde beter te kunnen bestuderen, werd de simulatie voor de referentiesituatie (een niet-gecontamineerde bodem) herhaald voor verschillende NOEC-waarden voor Cd bij Steenuil. Uit Fig. 4.14 blijkt zeer duidelijk de grote invloed van de gekozen NOEC.



Figuur 4.14. Relatie tussen de NOEC-waarde voor Cd bij Steenuil en de risicoschatting voor een referentiebodem (0.8 mg Cd/kg DS).

In ideale omstandigheden zouden NOEC-waarden moeten afgeleid worden voor de doelsoort, en bij voorkeur in veldomstandigheden. In realiteit worden meestal waarden gebruikt voor verwante diersoorten, afgeleid uit labo-onderzoek. Kooistra et al. (2001) bepaalden de NOEC-waarde voor Cd bij steenuil op 5 NOEC-waarden gemeten voor verschillende soorten vogels. Deze waarden waren: 0.2, 1.6, 1.9, 12.0 en 38.0 mg/kg voedsel (Kooistra, mondelinge mededeling). Opvallend is de grote spreiding van deze waarden. Er zijn verschillende mogelijkheden om met deze spreiding om te gaan, maar dit is afhankelijk van de doelstelling van de risicobeoordeling. Wij opteren er daarom voor om een NOEC-waarde van 1 mg Cd/kg vers gewicht voedsel te kiezen als een meer realistische maat.

Uit deze overwegingen kunnen we besluiten dat het gebruik van dergelijke modellen zeker geen absolute resultaten geeft. Deze modellen zijn echter perfect bruikbaar om enerzijds verschillende beheerscenario's te vergelijken naar risico's toe (Kooistra et al., 2001) of om anderzijds de invloed van de geografische spreiding en omvang van bodemverontreiniging te kunnen kaderen, zoals hier zal gebeuren. Elk model zou ook aan de realiteit getoetst moeten worden (validatie). Voor het BIOMAG-model bijvoorbeeld blijkt bij het vergelijken met metingen van organismen die in een bepaald gebied gevangen werden, dat het model een sterke overschatting geeft (factor 1000) van de Cd-concentratie in de nieren van kerkuil.



Figuur 4.15. Nummering (links) en risicoschattingen voor Cd van de homogene bodemeenheden op de proefsite in Menen

4.7.2.4. Toepassing van het model voor de proefsite in Menen

In eerste instantie werd het terrein ingedeeld in blokken met een vrij homogene graad van verontreiniging (Fig. 4.15, Tabel 4.3). Het model gaat per homogene eenheid de risicocoefficiënt berekenen voor de verschillende trofische niveaus. De risicocoefficiënt voor Steenuil wordt opgeslagen als attribuut in de GIS-laag van het terrein, en deze gegevenslaag

wordt gebruikt voor de risicobepaling voor een steenuil aan de hand van het GIS-luik van het model.

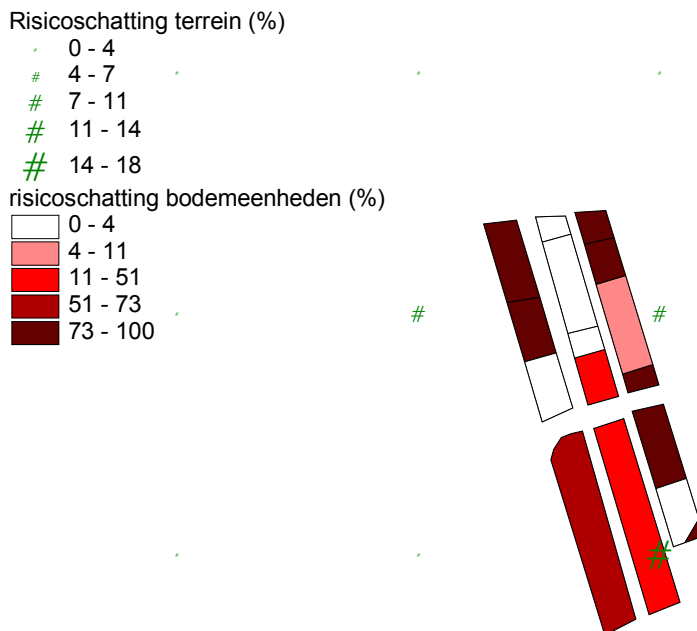
Het model laat toe om de straal van het territorium in te stellen. Kooistra et al. (2001) gebruiken voor Steenuil 2 uit ecologisch onderzoek afgeleide waarden voor de straal, nl. 90 en 200m. Gezien de geringe oppervlakte van de proefsite heeft het weinig zin om met de straal van 200m te werken; we beperken ons dus tot een straal van 90m.

Tabel 4.3. Gemiddelde bodemconcentraties aan Cd, Cu en Zn (mg/kg DS) en pH voor de homogene bodemeenheden van de proefsite in Menen.

nr	plaats	Cd	Cu	Zn	pH-H2O
5	A1deel1	13,7	158,7	1199	6,8
6	A1deel2	1,9	59,6	350	6,7
7	A1deel3	10,4	126,1	997	6,8
8	A1deel4	18,8	200,6	1532	6,8
9	A2deel1	3,1	75,7	495	6,7
10	A2deel2	1,2	58,4	362	6,7
11	A2deel3	0,2	30,0	270	6,7
12	A2deel4	1,5	48,4	310	6,7
2	A3deel1	2,4	11,1	70	7,8
3	A3deel2	8,5	51,6	315	7,3
4	A3deel3	14,4	126,9	878	7,2
13	A4deel1	7,1	120,7	848	7,0
14	A4deel2	1,1	47,5	255	7,1
15	A4deel3	6,8	117,0	784	7,1
18	A5deel1	2,8	59,7	446	6,7
16	A6deel1	4,6	75,4	577	7,0
1	Overige	0,7	11,3	84	7,7

Wanneer het risicoquotiënt voor de homogene bodemeenheden afzonderlijk berekend wordt, dan kunnen we besluiten dat het risico voor Cu en Zn (met uitzondering van een deel van het depot A1 voor Zn waar de risicoschatting 12 % bedraagt) beperkt is (resultaten niet weergegeven). Als verklaring voor dit resultaat geven verschillende auteurs aan dat Cu en Zn essentiële elementen zijn, waarvan de concentratie door zoogdieren en vogels worden gestuurd. Voor Cd zijn er voor de afzonderlijke homogene bodemeenheden wel hoge risicoschattingen, nl. voor delen van de depots A1 en A3 (Fig. 4.15).

Wanneer echter het ruimtelijk patroon van de verontreiniging mee in rekening wordt gebracht door het gebruik van de GIS-component van het model, dan zien we duidelijk dat de hoge risicoschattingen voor bepaalde delen van depots A1 en A3 sterk gemilderd worden door de andere delen; de maximale waarde bedraagt minder dan 20% (Fig. 4.16). In situaties waarbij het leefgebied van de predatoren groter is dan de oppervlakte van de depots is het risico geringer, aangezien deze predatoren ook buiten de depots voedsel kunnen zoeken. We kunnen dus besluiten dat het risico voor secundaire vergiftiging voor Cu en Zn nihil is, en eerder gering voor Cd (rekening houdend met de grote onzekerheid).



Figuur 4.16. Risicoschatting voor Cd bij Steenuil voor de afzonderlijke bodemeenheden en de voor het volledige terrein

4.7.3. Risico's van bodemontwikkeling

Uit het model van Kooistra et al. (2001) en Ma en Van der voet (1993), beide gebaseerd op veldwaarnemingen en laboproeven, blijkt dat de lichaamsconcentraties in de wormen, muizen en hogere organismen sterk afhankelijk zijn van de pH van de bodem, waarbij een kleine pH-daling een verschuiving van de blootstelling en dus een hoger risico

veroorzaakt. Bodemverzuring is dus een proces dat een potentieel risico vormt en waarvan de dynamiek in het baggersubstraat op de proefsite in Mene dient bepaald te worden.

4.8. Risico-beperking, beheer en inrichting

4.8.1. Milderende maatregelen

Het risico voor de recreanten is beperkt indien de depots ontoegankelijk zijn waardoor rechtstreeks contact met het baggersubstraat uitgesloten wordt. Om het ecotoxicologische risico te verminderen moet vooral naar de boomsoortenkeuze gekeken worden.

De biobeschikbaarheid van zware metalen en dan voornamelijk Cd en Zn voor wilgen en populier en de resulterende afwijkende blad- en strooiselconcentraties vormen een zeker risico. Door echter op termijn de wilgenvegetatie en de populieren te vervangen door andere boomsoorten geschikt voor dit soort bodem en met normale bladconcentraties aan Cd en Zn (zwarte els, gewone es, gewone esdoorn en zomerlinde) wordt dit risico geheel uitgeschakeld en zouden de strooiselconcentraties aan Cd en Zn sterk moeten verminderen. Het beheer moet er dus op gericht zijn om andere soorten dan wilg en populier zich te laten vestigen of aan te planten. Vanuit het standpunt van het beheer kan er dus gekozen worden voor een hakhoutbeheer van wilg en populier in die depots waar andere boomsoorten wenselijk zijn.

Onder deel 4.4 werd er reeds besproken waarom een ondoordringbare afdichtlaag onder de bestaande depots niet vereist is. Een meer ingrijpende milderende maatregel om de biobeschikbaarheid te verminderen, is het afdekken van de meest verontreinigde delen van depot A1 en A3 met een niet-gecontamineerde leeflaag van ongeveer 50 cm dikte, na het verwijderen van de huidige begroeiing. Dit is echter een vrij ingrijpende maatregel. De depots A1 en A3 zijn echter de best bestudeerde depots, waardoor het relevant is om de ontwikkeling van de vegetatie in deze depots ook in de toekomst op te volgen. Bij deel 4.8.4. wordt er voorgesteld deze depots af te sluiten met een omheining om hier verder onderzoek in de toekomst mogelijk te maken.

4.8.2. Beperkingen voor recreatie

De risico-evaluatie heeft zich voornamelijk beperkt tot het bepalen van ecotoxicologische risico's. De humaan toxicologische risico's zouden beperkt moeten zijn aangezien de bodemsaneringsnormen voor parkgebieden enkel voor Zn op 1 van de 134 punten overschreden werd. Risico's voor bezoekers van het park zijn vooral afhankelijk van

het rechtstreeks contact met het verontreinigde slibsubstraat. Om risico's voor bezoekers te verminderen stellen we voor de toegankelijkheid van de 6 depots te beperken door het aanplanten van struiken met doornen rond de depots, of door het plaatsen van afsluitingen. Het aantal wandelpaden dient beperkt te worden tot een minimum en deze paden moeten aangelegd worden op de bermen tussen de depots.

4.8.3. Opvolging van de dynamiek van de bodemprocessen en andere onbekenden

Bodemverzuring is op de proefsite in Menen een potentieel risico, maar verwacht kan worden dat de aanwezige carbonaatbuffer in de bodem de verzuring nog meerdere tientallen jaren kan vermijden. Het is echter aangewezen de dynamiek van de bodemprocessen in het depot A1 en A3 verder op te volgen. De eerste staalnames dateren van 1995 en werden in het voorjaar van 2003 herhaald volgens het zelfde bemonsteringsschema.

Het depot A6 werd bij de tweede opspuiting bemonsterd voor algemeen beschrijvende parameters (textuur, pH, redoxpotentiaal), maar niet voor de bepaling van de gehalten aan zware metalen. Het sediment was echter bij beide opspuitingen afkomstig van baggerwerken op dezelfde locaties in de Leie. Voor beide baggerwerken werden sedimentstalen geanalyseerd tijdens het baggeren, en de resultaten wijzen op een vergelijkbare kwaliteit (De Vos, 1993; Vervaeke en Lust, 2001).

Een onbekende in dit overzicht is de wilgenvegetatie in de minidepots. De schaarse beschikbare gegevens tonen licht verhoogde bladconcentraties aan Cd en Zn. Het risico voor secundaire vergiftiging via de terrestrische voedselketen is zeer gering, aangezien de minidepots grotendeels onder water staan. Er is echter een kans dat insecten die zich voeden met de levende bladeren hierdoor eveneens verhoogde lichaamsconcentraties aan Cd en Zn zullen vertonen (zie Hoofdstuk 2). De verschillende minidepots samen hebben echter een beperkte oppervlakte, en de biomassa aan insecten op de wilgen in deze depots zal gering zijn.

4.8.4. Inrichting

We stellen voor om de depots A1, A2 en A3 integraal af te sluiten voor bezoekers, en de aanplantingen verder laten ontwikkelen zonder beheersingrepen. Vanuit wetenschappelijk oogpunt is dit een unieke situatie om op langere termijn de mogelijke negatieve effecten van het landgeborgde verontreinigde slibsubstraat op de bodem- en vegetatieontwikkeling te onderzoeken.

De kleine depots kunnen behouden blijven als poelen of kleine moerassen mits voldoende stagnerend water het hele jaar door gegarandeerd kan worden. Er moet wel een oplossing gezocht worden om de aanwezige folie aan de rand van de minidepots volledig te bedekken. Ook bij het depot A6 dient er voor de berm een oplossing gezocht te worden zodat de folie die bij de tweede opspuiting aangebracht werd, bedekt kan worden.

Verschillende delen liggen hoger dan het maaiveld, nl. de kleine heuvel waarop vroeger het weerstation stond, het volledige depot A6 en de kleine depots (na ophoging). De heuvel van het weerstation kan als uitkijkpunt ingericht worden. De berm van het depot A4 en A6 kunnen best met doornige struiken beplant worden om betreding te ontmoedigen, en in deze depots kan een hakhoutbeheer uitgevoerd worden. Voor het depot A5 kan de huidige wilgenvegetatie zich verder ontwikkelen zonder extra voorwaarden vanwege de zeer geringe bodemverontreiniging.

Bij de aanleg van de kleine depots werd er tussen de depots en de rand van het terrein een systeem met buizen en controleputten voorzien. Het is aangewezen om deze buizen en putten te verwijderen of te vermijden dat ze in de toekomst aanleiding geven tot ongevallen.

De vijver die tussen het depot A5 en A6 gegraven werd om de berm van A6 te verstevigen, kan blijven bestaan. Ook de bestaande ontwateringsgrachten tussen de verschillende depots zijn interessant voor natuurontwikkeling. Op de stroken tussen de depots en aan de randen van de proefsite is maaibeheer aangewezen.

De aanbevelingen vanuit de ecologische risico-analyse werden vertaald in een afwerkingsplan voor de proefsite, opgemaakt door AMINAL, Afd. Bos & Groen, buitendienst West-Vlaanderen (Fig. 4.17). De belangrijkste elementen zijn: (1) de integrale afsluiting van de depots A1, A2 en A3, waarbij de vegetatieontwikkeling opgevolgd wordt, (2) het aanplanten van een struikengordel (mantelvegetatie) rond het depot A4 en A6, en het voeren van een hakhoutbeheer in deze depots, (3) het behoud van de bestaande waterpartijen en de minidepots als kleine poelen en (4) het voeren van een gepast maaibeheer op de stroken tussen en rond de depots. Bij de wandelpaden wordt de huidige grasvegetatie behouden en meermaals per jaar gemaaid.

MENEN: VOORSTEL AFWERKING STORTBEKKENS



Figuur 4.17. Afwerkingsplan (Bron: AMINAL, Afd. Bos & Groen, buitendienst West-Vlaanderen)

4.9. Besluiten

Er werd een risico-evaluatie opgemaakt voor een terrein met verschillende kleine depots opgevuld met verontreinigde baggerspecie. Het gaat hier dus niet om een preventieve risico-evaluatie in het kader van het opstellen van normen, maar om de evaluatie van een bestaande situatie (site-specifieke evaluatie).

Bij het onderzoek naar de biobeschikbaarheid van zware metalen voor planten en bodemorganismen (de lagere schakels in de voedselketen) wordt er steeds vastgesteld dat de hogere concentraties in het baggersubstraat resulteren in hogere concentraties in het bestudeerde compartiment t.o.v. referentiewaarden. Deze concentraties zijn echter niet van deze grootte-orde dat ze leiden tot duidelijk aanwijsbare toxische effecten. De hogere concentraties aan zware metalen in de bestudeerde compartimenten moeten aanzien worden als een stressfactor en kunnen leiden tot negatieve chronische effecten. Naast verontreiniging geven een groot aantal andere processen aanleiding tot stress, nl. weersomstandigheden, hydrologische toestand, ziekten en aantastingen, ... Chronische blootstelling aan verontreiniging kan in sommige gevallen leiden tot een verlaagde weerstand tegen bijkomende stressfactoren. Als negatieve effecten optreden, dan zullen deze zich pas op langere tijdschaal manifesteren. De vegetatie is een belangrijke schakel in het bepalen van de biobeschikbaarheid via bladeren en strooisel, waarbij er gericht kan ingegrepen worden door een verantwoorde boomsoortenkeuze.

Bovendien is er ook een risico van secundaire vergiftiging. Deze tweede schakel wordt gekenmerkt door een grote onzekerheid, omdat (1) het organisme op een grotere ruimtelijke schaal opereert, (2) de voedselketen van het organisme vrij complex kan zijn, (3) de effecten van verontreiniging sterk afhankelijk zijn van de leeftijd en de toestand van het individu, en (4) er heel wat factoren zijn die een invloed hebben op de toxiciteit. Er werd een Nederlands model gebruikt om de invloed van het ruimtelijk patroon van de verontreiniging op het risico voor secundaire vergiftiging te bepalen. De voordelen van het gebruikte model (Kooistra et al., 2001) zijn de mogelijkheid om (1) de heterogeniteit van de verontreiniging in te schatten, (2) de variabiliteit binnen de homogene bodemeenheden in rekening te brengen door het gebruik van Monte Carlo-simulaties en frequentieverdelingen, en (3) intraspecies variabiliteit en onzekerheid in te schatten d.m.v. het gebruik van Monte Carlo-simulaties. Voor de site in

Menen wordt het ecologisch risico voor secundaire vergiftiging voor hogere schakels in de voedselketen eerder laag ingeschat, o.a. als gevolg van de eerder kleine oppervlakte van de depots waarin verontreinigde baggerspecie gestort werd t.o.v. de totale oppervlakte van de proefsite, en de beperkte oppervlakte van de gehele proefsite.



Foto 4.2. De afwateringsbuis tussen depot A6 en depot A3 (foto vanaf de berm van depot A6)

Naast de lage kans op acute toxiciteit bij de planten en bodemorganismen in direct contact met deze verontreinigde bodems, en de grote onzekerheid bij het voorspellen van risico's voor secundaire vergiftiging is er ook een nood aan een duidelijk referentiekader naar wat verwacht wordt bij het bepalen van effecten en risico's. Als er vooropgesteld wordt dat deze verontreinigde locatie als onderdeel van een groter gebied vegetatieontwikkeling op langere termijn moet toelaten en het functioneren van het grotere geheel niet mag verhinderen, dan kunnen deze terreinen mits een beheer gericht op risicobeperking zeker ingepast worden. Bodemverzuring is een belangrijke potentieel risico die kan resulteren in een verhoogde biobeschikbaarheid van zware metalen op dit terrein, maar het voorspellen van de snelheid van dit proces is zeer moeilijk. Door de hoge concentratie aan CaCO_3 in het slijbsubstraat is er momenteel een voldoende grote buffercapaciteit tegen verzuring aanwezig. Zolang via een regelmatige opvolging van bodem- en vegetatieontwikkeling aangetoond kan

worden dat duidelijke negatieve effecten voor planten en dieren uitblijven, kan de huidige situatie gehandhaafd blijven.

Naar inrichting van de proefsite wordt er voorgesteld om de meest verontreinigde depots af te sluiten voor recreanten en verder als onderzoeksite te benutten. De minder verontreinigde depots moeten via een struikengordel van de recreanten afgescheiden worden en aan een hakhoutbeheer onderworpen worden. De minidepots kunnen verder als kleine moerassen behouden blijven.

Bijlage 1. Overleving, groei en opname van MO door *L. terrestris* in een baggersubstraat (32 dagen)

Bij elk van de vierentwintig monsternamenpunten van het regelmatig bemonsteringsgrid op het depot A3 werden in een cirkel met straal 1m drie monsters genomen tot op een diepte van 30 cm. Vooraf werd de oppervlakkige laag (met bladeren en begroeiing) verwijderd. De drie monsters werden intens vermengd tot één mengmonster. De monsters werden gedurende 2 weken bewaard in plastic zakken bij 15° C vooraleer ze voor de overlevingsproef met regenwormen gebruikt werden. Met het bodemmateriaal werden 24 plastic cilinder met een hoogte van 25 cm gevuld met 1.5 kg bodemmateriaal, met een watergehalte zoals die bij de monsternamen op de proefsite in Menen was. De wormen werden bewaard in potgrond bij een temperatuur van 4° C. Voor gebruik werden de wormen 1 dag in Ardoyen-grond bij kamertemperatuur voorbereid op de introductie. De Ardoyen-grond is een zandige landbouwgrond met pH 6.8 een gehalte organische C van 0.9 %. Als blanco werden er drie cilinders met Ardoyen-grond gevuld, en ook hierin werden telkens 2 regenwormen gebracht.

Vooraleer de wormen geïntroduceerd werden, werden de wormen gewassen, en het overtollig water werd verwijderd met keukenpapier. Daarna werden de wormen geselecteerd: juveniele wormen en wormen met uiterlijke gebreken of verwondingen werden geweerd. Daarna werden de regenwormen gewogen en werden er telkens twee wormen, met een gezamenlijk gewicht tussen 8 en 9 g geselecteerd en in een fles gebracht. Elke fles werd afgedekt met gaas en een elastiek, zodat de wormen niet uit de fles zouden kruipen.

Daarna werden de wormen een eerste maal gevoederd met sla, en er werd bijgevoederd telkens de sla bij de meeste flessen aan het oppervlak verdwenen was. Het toedienen van sla houdt de regenwormen actief aangezien het een geschikt voeder is. De proef werd uitgevoerd onder gecontroleerde omstandigheden: de cilinders werden in een afgesloten container geplaatst, waardoor er continue duisternis was en er een relatieve vochtigheid van ongeveer 100 % kon gehandhaafd worden. De temperatuur bedroeg 15 tot 20 ° C. Na 32 dagen werden de wormen uit de bodem gehaald, gewassen en terug gedroogd, en daarna gewogen. Daarna bleven ze nog 24 uur leven in plastic petrischaal met een vochtig filtreerpapier. De bedoeling hiervan was het verwijderen van een deel van het bodemmateriaal dat zich nog in het darmkanaal van de regenworm bevond. De volgende dag werden de wormen opnieuw gewassen, gedroogd en gewogen, waarna ze gedood werden in water bij ongeveer 40° C. De wormen werden bewaard in plastic zakjes in de diepvries bij -20° C. Voor de MO-bepaling werden de wormen 24 uur bij 47 ° C gedroogd, gemalen in een mortier en daarna werd het gehalte MO bepaald met de tweeweg-IR-spectrometer, na een soxhletextractie met CCl₄ gedurende 24 uur.

3. Gecontroleerde groeiproef op baggerspecie uit depot A3

3.1. Algemeen

De groei van een plant is afhankelijk van een groot aantal variabelen, waarvan de belangrijkste gerelateerd zijn met:

- het genotype (de genetische eigenschappen van de kloon)
- fysische, chemische en biologische eigenschappen van het substraat
- klimaatsfactoren (instraling, temperatuur, neerslag, wind, ...)

De groei van de proefbomen werd in de depots A1, A3, A4 en A6 opgemeten (zie vorige rapporten). Hieruit bleek een variatie te bestaan in groeieresultaten tussen de soorten, klonen en de locatie in het depot. Om die reden leek het nuttig een gecontroleerde groeiproef (*Foto 1*) op te zetten waarbij het genotype constant werd gehouden om verschillende substraten te testen. Door het gebruik van slechts één bepaalde wilgenkloon kon het effect van de fysicochemische eigenschappen van het substraat worden nagegaan.

Vermits depot A3 de grootste variatie vertoont aan textuur en structuur en de eraan gekoppelde eigenschappen zijn de testsubstraten overeenkomstig het grid uit dit depot betrokken.

3.2. Proefopzet

Overeenkomstig het grid in depot A3 (24 gridpunten) werden op elk gridpunt met een roestvrij stalen spade 3 putten gegraven tot 40 cm diepte. Na intense menging van de vergraven slibgrond werden vierkante containers (PE 10x10x10 cm) gevuld met de slibgrond tot 3 herhalingen werden verkregen. In het totaal werden aldus: 24 locaties x 3 = 72 containers gevuld.

Op twee locaties in het universitaire proefbos van de RUG te Gontrode, op alluviale grond, werden tevens 3 herhalingen/locatie bemonsterd. Eenzelfde monstername gebeurde eveneens op een naast het bos gelegen weiland. Deze 12 substraten dienen als referentie (normale grond).

Uit wissen van de kloon *Salix fragilis* 'Belgisch Rood' werden stekken gesneden met gestandaardiseerde afmetingen en gewicht:

- lengte stek: 20 ± 5 cm
- versgewicht stek: 13.0 ± 0.3 g

De stekken werden dusdanig in het substraat geplaatst dat elke stek 10 cm in het substraat zat en 10 cm bovengronds uitstak (*Foto 2*).

Alle containers werden in een geconditioneerde serre ondergebracht met een automatische beregening van 3 mm/dag. De min-max temperaturen werden dagelijks opgemeten.

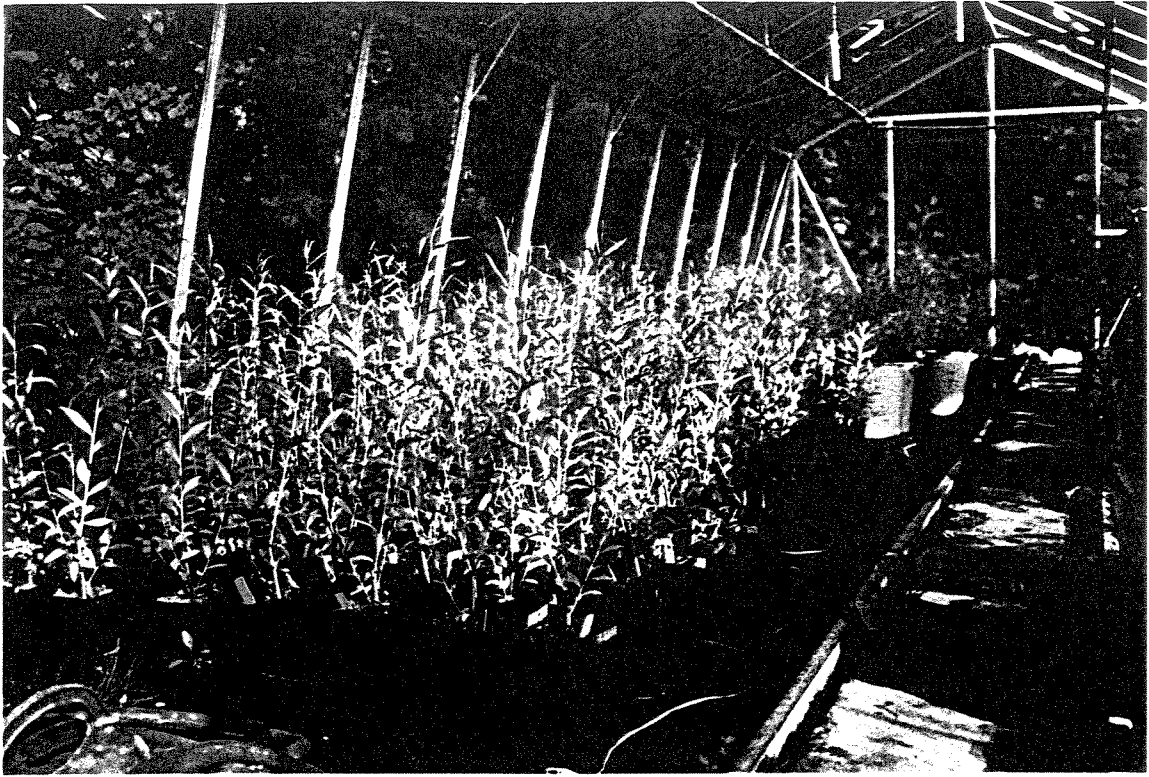


Foto 1.

Groeiproef met wilgenstekken in geconditioneerde omstandigheden



Foto 2. Scheutopslag van een wilgenstek op een baggerslibsubstraat

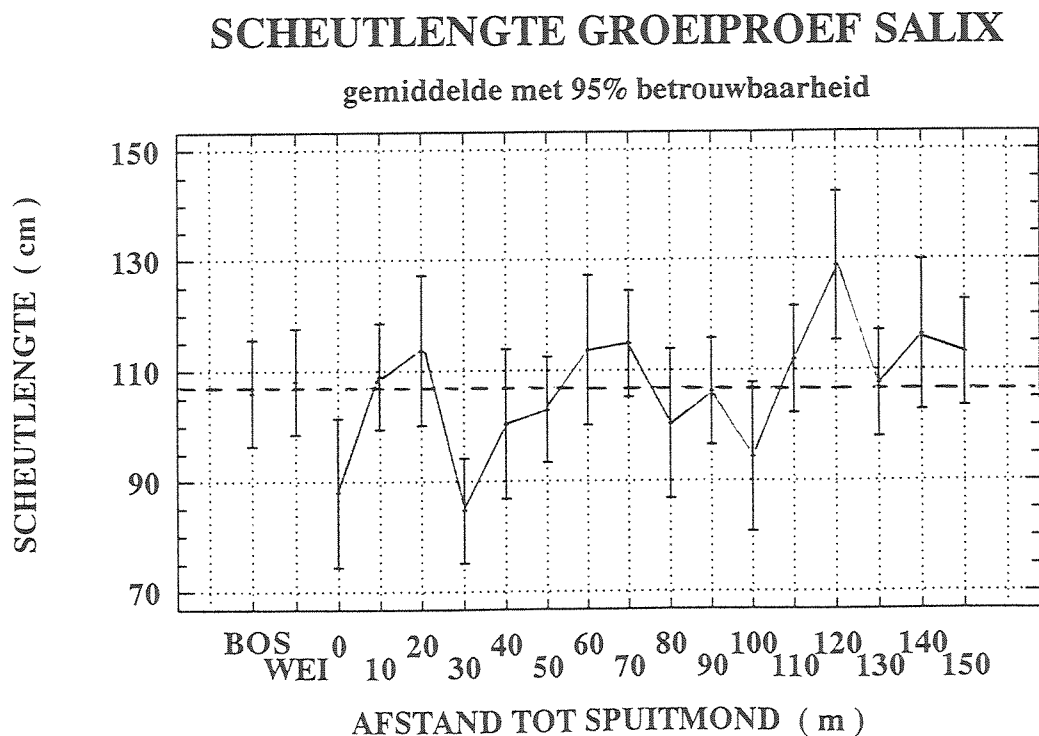
De proef werd gestart op 26/04/95 en beëindigd op 24/08/95, zijnde na 120 dagen groei.

Driemaal werden de containers manueel van 'onkruiden' ontdaan. Na afloop van de groeiproef werd de scheuthoogte opgemeten (lengte van de hoogste scheut gemeten vanaf het substraatoppervlak in de container), de grond uit de container uitgewassen totdat de wortels vrij van bodemdeeltjes waren. De versgewichten van de wortelmassa, stek en bijgegroeide scheut werden bepaald. Bij 1 stek op vier werd alle bladeren vers geplukt, gedigitaliseerd en de oppervlakte met beeldverwerking bepaald. Na droging in de oven bij max 50 ° C werden de droge stofgehalten bepaald van wortelbiomassa, stek en scheut. Bij de scheut werden steeds twijgen en bladeren samen gewogen. Uit de gekende meetwaarden werd de stekbijgroei bepaald (de houtige aanwas van de originele stek in D.S.) en de totale bijgroei (gewicht wortelbiomassa, stekbijgroei en scheutbiomassa samen).

3.3. Resultaten

Uit een factoriële variantieanalyse bleek er geen significant verschil te bestaan tussen de drie lineaire transekten in het depot (Links- midden en rechtertransekt) voor alle uitgevoerde metingen. Daardoor kunnen de metingen op de gridpunten op dezelfde afstand van de spuitmond samengenomen worden en figuren uitgewerkt in functie van de afstand van de spuitmond.

Figuur 33 geeft de scheutlengtes weer in functie van de afstand tot de spuitmond in depot A3. Op bos- en weidegrond is de gemiddelde scheutlengte 107 cm. Meer dan 60 % van de testplanten op slibsubstraat hebben een hogere scheutlengte. Enkel nabij de stortkist (> 110 m) is de gemiddelde scheuthoogte een beetje hoger dan de referentie. Dit is echter niet significant aan het 0.05 niveau.



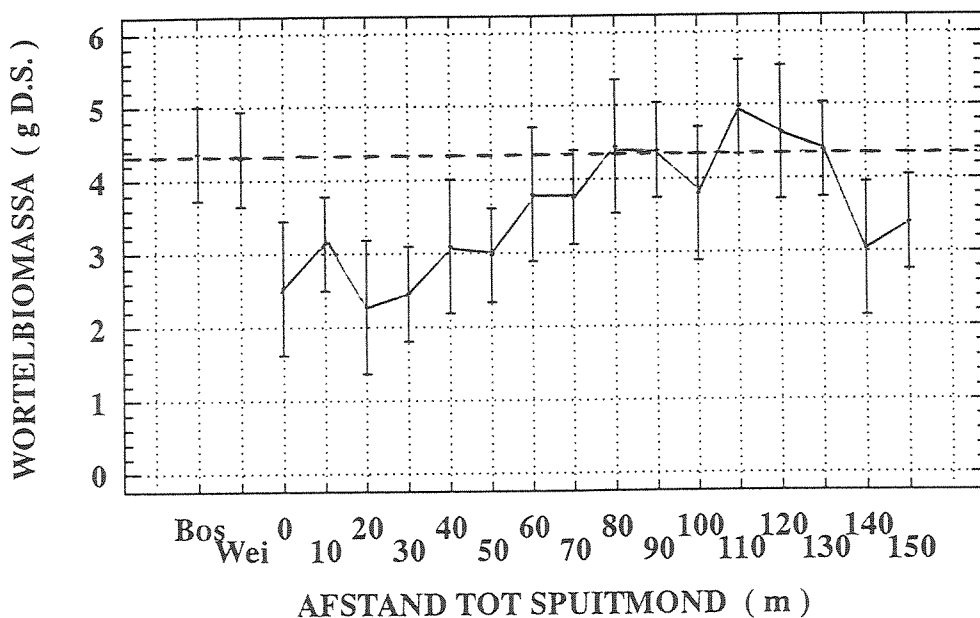
Figuur 33. Gemiddelde scheutlengte met 95 % betrouwbaarheidsinterval (N=85)

De verschillen in bladoppervlakte zijn niet significant verschillend tussen de substraten. Het effect van het substraat beïnvloedt geenszins de oppervlakte van het blad. Toxische effecten die de morfologie van het blad wijzigen werden nergens vastgesteld.

Het droge stof gehalte van de gevormde wortelbiomassa is daarentegen wel significant (**) verschillend (*figuur 34*). Op de referentiesubstraten bos en weide wordt gemiddeld 4.3 g droge stof aan wortels gevormd. In het depot varieert de wortelbiomassa van 2.3 g naar 5.0 g. De wortelbiomassa is duidelijk geringer in het zandige depotgedeelte (0-50 m) dan in het slibgedeelte. De stijgende trend wordt omgebogen in het verste slibgedeelte nabij de stortkist. Daar wordt een goede wortelgroei belemmerd door de heel zware structuuraggregaten van de kleigrond, al dan niet gekoppeld aan toxische effecten vermits daar de hoogste pollutieconcentraties aanwezig zijn. Merk op dat een geringe wortelbiomassa niet noodzakelijk een slechte groei betekent. Indien de voedingselementen gemakkelijk en in de directe omgeving beschikbaar zijn dan zal het wortelstelsel nietodeloos uitbreiden. Vermits de bovengrondse groeiprestaties vergelijkbaar zijn met de referentie kan die stelling verdedigd worden.

WORTELBIOMASSA (D.S.) GROEIPROEF

gemiddelde met 95% betrouwbaarheid

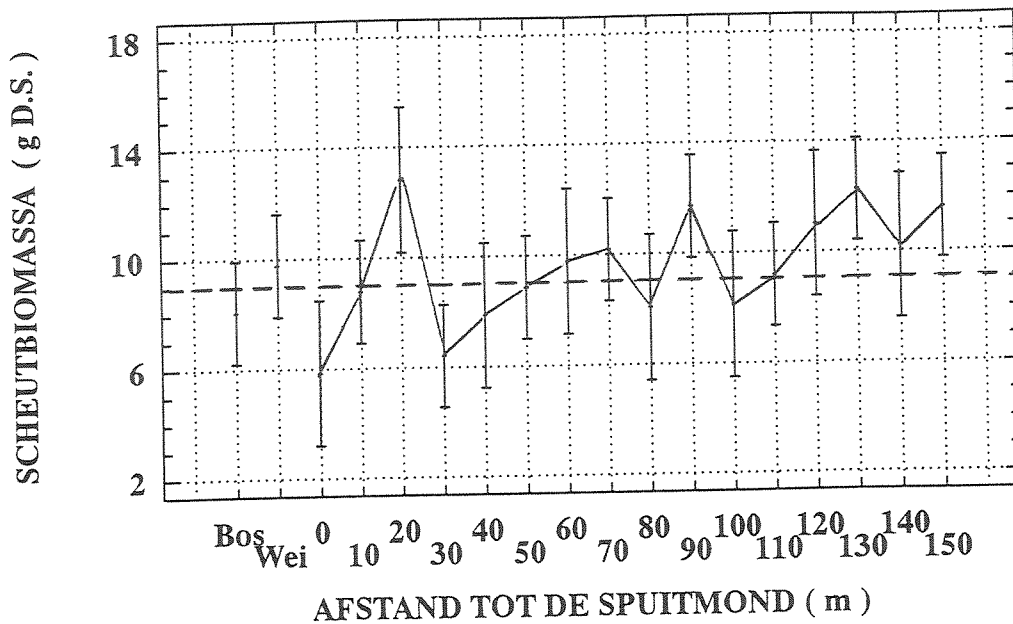


Figuur 34.

De op de stek nieuwgevormde twijgen en bladeren vormen de groeischeut. De geproduceerde biomassa bedraagt ongeveer 9 g D.S. op de referentiesubstraten (*figuur 35*). Algemeen wijkt de scheutbiomassa op de slibsubstraten hiervan weinig af. Enkel nabij de stortkist is het gewicht iets hoger (ca 11 g). De variatie van de metingen maakt echter dat de verschillen niet significant zijn aan het 0.05 toetsingsniveau.

SCHEUTBIOMASSA (D.S.) GROEIPROEF

gemiddelde met 95% betrouwbaarheid

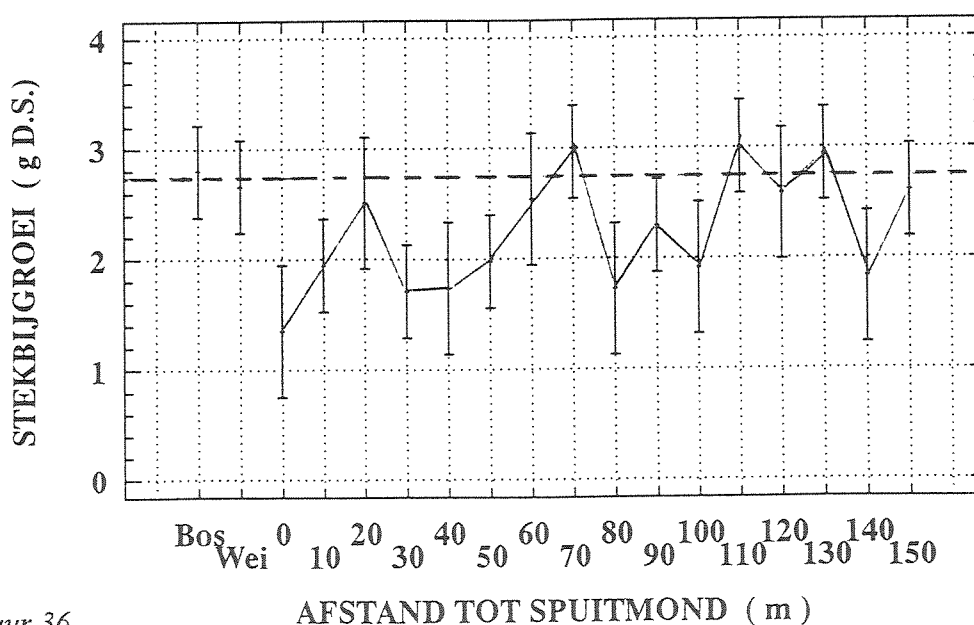


Figuur 35.

Gedurende de 120 dagen groei neemt de geplante stek uiteraard toe in dikte en gewicht. Op de referentiegrond is dat ca 2.7 g D.S. (figuur 36). Op de slibsubstraten liggen slechts 3 meetgemiddelden hoger dan de referentie. De verschillen onderling zijn significant doch de relatie met de afstand tot de spuitmond is onduidelijk.

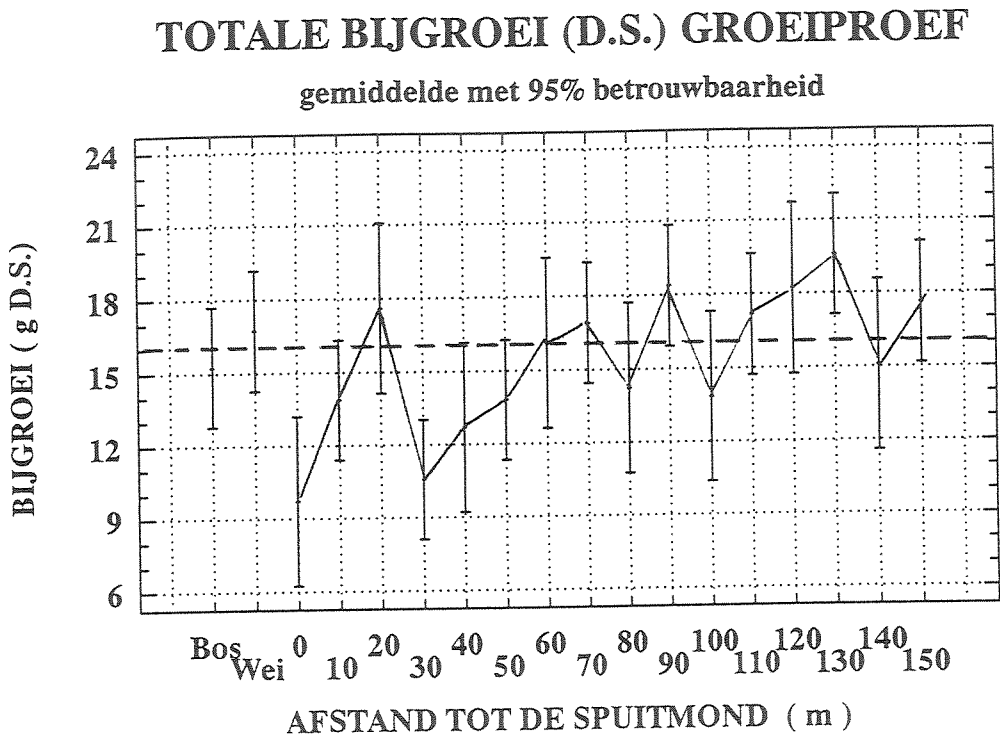
STEKBIJGROEI (D.S.) GROEIPROEF

gemiddelde met 95% betrouwbaarheid



Figuur 36.

De somparameter voor de totale bijgroei aan nieuwgevormde biomassa is weergegeven in *figuur 37*. In het totaal werd gemiddeld per stek 16 g D.S. aangemaakt op de referentiesubstraten. Op de slibsubstraten varieert dit van 10 tot 20 g (verschillen zijn significant (*)). De helft van de slibsubstraten doet het beter dan de referentie.



Figuur 37.

Tenslotte valt uit een correlatietabel van alle metingen af te leiden dat de scheutbiomassa goed is gecorreleerd met de totale bladoppervlakte. Dit is logisch vermits een langere scheut meer bladeren telt en daardoor ook een grotere baldoppervlakte. De totale bijgroei is best gecorreleerd met het gewicht van de scheut en het minst met het gewicht van de wortel.

3.4. Conclusie

Uit deze groeiproef kunnen volgende conclusies getrokken worden:

- Alle metingen van de testplanten op de referentiesubstraten bos- en weidegrond geven gelijkaardige resultaten.
- De scheutlengte toont weinig significante verschillen met de referentie, alsook tussen de locaties binnen het depot onderling. Er kan gesteld worden dat de hoogtegroeï, bepaald met de langste

scheut, de verschillen tussen de substraten niet aantoont. Beter is wellicht bij het herhalen van een dergelijke proef de lengte van alle scheuten op de stek te sommeren.

- De meetvariabele bladoppervlakte geeft geen informatie over het geteste substraat.
- De wortelbiomassa in de depotsubstraten varieert met de afstand tot de spuitmond en is geringer dan de referentie. De beschikbaarheid van nutriënten speelt hier mogelijk een determinerende rol.
- De scheutbiomassa is niet significant verschillend van de referentie. Enkel nabij de stortkist is een verhoogde scheutbiomassa merkbaar, doch de toename is niet eenduidig bewezen.
- De stekbijgroei verschilt significant op de depotlocaties. Deze groei is bijna overal lager dan de groei op de referentiesubstraten.
- De totale bijgroei van de stek varieert van 10 tot 20 g op de slibgrond. Juist de helft van de groeiproef op de slibgrond doet het beter dan de referentie. Algemeen kan gesteld worden dat de groeiprestaties in depot A3 dus vergelijkbaar zijn met die op de referentiegrond. Dit is opmerkelijk vermits de voedingstoestand van de slibsubstraten toch aanzienlijk hoger ligt en dit niet resulteert in een duidelijk waarneembaar groeiverschil. Wellicht zal op een depot met een hoger slibaandeel (bvb depot A6) de groei toch significant beter kunnen zijn dan de referentie.

Referenties

- Alexander, M. 1995. How toxic Are Toxic Chemicals in Soil? *Environmental Science & Technology* 29, 2713-2717.
- Bal, D., Beije, H.M., Fellingner, M., Haveman, R., van Opstal, A.J.F.M., van Zadelhoff, F.J. 2001. *Handboek Natuurdoeltypen*. Tweede, geheel herziene editie. Expertisecentrum LNV, Wageningen.
- Bartels, U. 2000. 4th Needle/Leaf Interlaboratory Test 1999/2000 ICP-Forests. December 2000. North Rhine-Westfalia State Environment Agency, Essen, 80 pp.
- Bengtsson, G., Tranvik, L. 1989. Critical metal concentrations for forest soil invertebrates. A review of the limitations. *Water, Air, and Soil Pollution* 47, 381-417.
- Blair, D.F. 1995. *Arborist Equipment. A guide to the tools and equipment of tree maintenance and removal*. International Society of Arboriculture, Savoy, Illinois, 291 pp.
- Bourrie, B., Tourliere, P.-Y., Bernhard-Bitaud, C. 1998. Uptake of cadmium, lead, copper and zinc by a maize crop: results of a four-year field experiment. Symposium 28, paper 1621. *Proceedings 16th World Congress of Soil Science, 20-26 august 1998, Montpellier, France*.
- Claussen, T. 1990. Dry ash, a better reference base than dry matter for heavy metals and other persistent pollutants. *Plant Soil* 127: 91-95.
- Cornelis, C., Geuzens, P., 1995. Voorstel tot normering van bodemverontreiniging door zware metalen en metalloïden. Studie uitgevoerd in opdracht van de OVAM. VITO/MIE/DI/95-03. Afdeling Leefmilieu, april 1995.
- Cottenie, A., Verloo, M. 1985. *Chemische karakterisatie van bodemverontreiniging*. Universiteit Gent, Gent.
- Dauwe, T., Bervoets, L., Blust, R., Pinxten, R., Eens, M. 1999. Are eggshells and egg contents of great and blue tits suitable as indicators of heavy metal pollution? *Belg J Zool* 129 (2): 439-447.
- Devliegher, W., Verstraete, W. 1995. *Lumbricus terrestris* in a soil core experiment: effect of Nutrient-enrichment Processes (NEP) and Gut-associated Processes (GAP) on microbial mass and microbial activity. *Soil Biology & Biochemistry* 27, 1573-1580.
- Devliegher, W., Verstraete, W. 1996. *Lumbricus terrestris* in a soil core experiment: the effect of nutriënt-enrichment processes (NEP) and gut-associated processes (GAP) on the availability of plant nutrients and heavy metals. *Soil Biology & Biochemistry* 28 (4-5), 489-496.
- De Vos, B. 1994. Using the SALIMAT technique to establish a willow vegetation cover on wet substrates. In Aronsson P, Perttu K, editors. *Proceedings of the Conference Willow vegetation filters for municipal wastewaters and sludges: A biological purification system*. Sweden, 5-10 June 1994. Swedish University of Agricultural Sciences, Sweden, pp 175-182.
- De Vos, B. 1993. Rapport Leie/menen. Juni 1993. Laboratorium voor bosbouw, Universiteit Gent.
- De Vos, B. 1994. Rapport Leie/menen. Juli 1994. Addendum bij rapport juni 1993. Laboratorium voor bosbouw, Universiteit Gent.

- De Vos, B. 1995. Rapport Leie/menen. Juli 1995. Addendum bij rapport juni 1993, addendum bij rapport juli 1994. Laboratorium voor bosbouw, Universiteit Gent.
- Dirks, P.W., Lotte, M.L., Palsma, A.J. 1990. Ruimtelijke verspreiding van zware metalen en arseen in de Biesbosch. Eindrapport. Rapport aan RWS-DBW/Riza en RWS-Directie Zuid-Holland.
- Djingova, R., Kuleff, I. 1994. On the sampling of vascular plants for monitoring of heavy metal pollution. In Markert B, editor. Environmental sampling for Trace Analysis, VCH, Weinheim, New York, Basel, Cambridge, pp. 395-414.
- Djingova, R., Wagner, G., Kuleff, I. 1999. Screening of heavy metal pollution in Bulgaria using *Populus nigra* 'Italica'. Sci Total Environ 234: 175-184.
- Djingova, R., Wagner, G., Kuleff, I., Peshev, D. 1996. Investigations on the time-dependant variations in metal concentration in the leaves of *Populus nigra* 'Italica'. Sci. Total Environ. 184, 197-202.
- Djingova, R., Wagner, G., Peshev, D. 1995. Heavy metal distribution in Bulgaria using *Populus nigra* 'Italica' as biomonitor. Sci. Total Environ. 172, 151-158.
- Dries, V. 1999. Het bodemsaneringsdecreet: een belemmering voor een actief beheer van baggergronden? In: Landbouw, bos en natuur op baggergronden. Studiedag, 19 november 1999. Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap en Universiteit Gent.
- Drobne, O. 1997. Terrestrial isopods – a good choice for toxicity testing of pollutants in the terrestrial environment. Environ Toxicol Chem 16: 1159-1164.
- Drobne, D., Hopkin, S.P., 1995. The toxicity of Zinc to Terrestrial Isopods in a "Standard" Laboratory test. Ecotoxicology and Environmental safety 31, 1-6.
- Drobne, D., Strus, J. 1996. Moulting frequency of the isopod *Porcellio scaber*, as a measure of Zinc-contaminated food. Environmental Toxicology and Chemistry 15 (2), 129-130.
- Edwards, S.C., Macleod, C.L., Lester, J.N. 1998. The bioavailability of copper and mercury to the common nettle (*Urtica dioica*) and the earthworm *Eisenia fetida* from contaminated dredge spoil. Water Air Soil Poll 102: 75-90.
- Eens, M., Pinxten, R., Verheyen, R.F., Blust, R., Bervoets, L. 1999. Great and Blue Tits as Indicators of Heavy Metal Contamination in Terrestrial Ecosystems. Ecotox Environ Safe 44: 81-85.
- Eriksson, J., Ledin, S. 1999. Changes in phytoavailability and concentration of cadmium in soil following long term *Salix* cropping. Water Air Soil Poll 114: 171-184.
- Ernst, W. 1990. Element allocation and (re)translocation in plants and its impact on representative sampling. In Lieth H, Markert B, editors. Element concentration Cadaster in Ecosystems. VCH, Weinheim, New York, Basel, Cambridge, pp. 17-40.
- Gambrell, R.P., Patrick, W.H. Jr. 1988. The influence of redox potential on the environmental chemistry of contaminants in soils and sediments. In Hook DD, editor. The ecology of wetlands. Volume I. Ecology of Wetlands. Croom Helm, London, p. 319-333.
- Gambrell, R.P., Patrick, W.H. 1989. Cu, Zn and Cd availability in a sludge-amended soil under controlled pH and redox potential conditions, in: B. Bar-Yosef et al. (ed.), *Inorganic contaminants in the vadose zone*. Springer-Verlag, Berlin, pp 89 – 106.

- Godbold, D.L., Litzinger, M. and Griese, C. 1991. Cadmium toxicity in clones of *Populus tremula*. *Water, Air, Soil Pollut.* 57-58, 209-215.
- Gorree, M., Tamis, W.L.M., Traas, T.P., Elbers, M.A. 1995. BIOMAG: a model for biomagnification in terrestrial food chains. The case of cadmium in the Kempen, The Netherlands. *The Science of the Total Environment* 168, 215-223.
- Grelle, C., Fabre, M.C., Lepêtre, A., Descamps, M. 2000. Myriapod and isopod communities in soils contaminated by heavy metals in northern France. *European Journal of Soil science* 51, 425-433.
- Groen, N., Boudewijn, T., de Jonge, J. 2000. De effecten van overstroming van de uiterwaarden op de Steenuil. *De Levende Natuur*, 101, 143-148.
- Guo, Y., George, E., Marschner, H. 1996. Contribution of an arbuscular mycorrhizal fungus to the uptake of cadmium and nickel in bean and maize plants. *Plant and Soil* 184, 195-205.
- Györi, Z., Lányi, A., Ruzsányi, L., Kovács, B., Loch, J. 1993. Effects of fertilization, irrigation and crop rotation on the transition and toxic element uptake of corn. *The Science of the Total Environment Supplement* 1993, 367-380.
- Hatzinger, P.B., Alexander, M. 1995. Effect of Aging of Chemicals in Soil on Their Biodegradability and Extractability. *Environmental Science & Technology* 29, 537-545.
- Hogstad, O. 1996. Accumulation of cadmium, copper and zinc in the liver of some passerine species wintering in Central Norway. *Sci Total Environ* 1996; 183: 187-194.
- Kabata-Pendias, A. 2000. Trace elements in soils and plants. Ed. 3, CRC Press, Boca Raton, 413 pp.
- Hopkin, S.P. 1994. Effects of Metal Pollutants on Decomposition Processes in Terrestrial Ecosystems with Special Reference to Fungivorous Soil Arthropods. In: *Toxic Metals in Soil-Plant Systems* ed. Sheila M. Ross. John Wiley, Chichester, pp 303-326.
- Hopkin, S.P., Hames, C.A.C. 1994. Zinc, among a cocktail of metal pollutants, is responsible for the absence of the terrestrial isopod *Porcellio scaber* from the vicinity of a primary smelting works. *Ecotoxicology* 3(1), 68-78.
- Hörnfeldt, B., Nyholm, E.I. 1996. Breeding performance of Tadmalm's owl in a heavy metal pollution gradient. *Journal of Applied Ecology* 33, 377-386.
- Huvenne, P., Lust, N. 1996. Rapport Leie/menen. Juli 1996. Addendum bij rapport juni 1993, addendum bij rapport juli 1994, addendum bij rapport juli 1995. Laboratorium voor bosbouw, Universiteit Gent.
- Joner, E.J., Leyval, C. 2001. Time-course of heavy metal uptake in maize and clover as affected by root density and different mycorrhizal inoculation regimes. *Biol Fertil Soils* 33, 351-357.
- Jones, K.C., Johnston, A.E. 1989. Cadmium in cereal grain and herbage from long-term experimental plots at Rothamsted, UK. *Environ. Pollut.* 57, 199 – 216.
- Klok, C., de Roos, A.M., Broekhuizen, S., van Apeldoorn, R.C. 2000. Effects of heavy metals on the badger *Meles meles*: interaction between habitat quality and fragmentation. In: J.E. Kamminga & R. Laskowski (Eds), *Demography in Ecotoxicology*. Wiley, Sussex.

- Kooistra, L., Leuven, R.S.E.W., Nienhuis, P.H., Wehrens, R. and Buydens, L.M.C. 2001. A procedure for Incorporating Spatial Variability in Ecological Risk Assessment of Dutch River Floodplains. *Environ. Manage.* 28 (3), 359-373.
- Labrecque, M., Teodorescu, T.L., Daigle, S. 1994. Effect of sludge application on early development of two *Salix* species: productivity and heavy metals in plants and soil solutions. In: Aronsson P, Perttu K, editors. Proceedings of the Conference Willow vegetation filters for municipal wastewaters and sludges: A biological purification system. Sweden, 5-10 June 1994. Swedish University of Agricultural Sciences, Sweden, pp. 157-165.
- Lagriffoul, A., Mocquot, B., Mench, M., Vangronsveld, J. 1998. Cadmium toxicity effects on growth, mineral and chlorophyll contents, and activities of stress related enzymes in young maize plants (*Zea mays* L.). *Plant and Soil* 200(2), 241-250.
- Laskowski, R., Niklinska, M., Maryanski, M. 1995. The dynamics of chemical elements in forest litter. *Ecology*, 76(5), 1393-1406.
- Lorenz, S.E., Hamon, R.E., McGrath S.P., Holm, P.E., Christensen, T.H. 1994. Applications of fertilizer cations affect cadmium and zinc concentrations in soil solutions and uptake by plants. *European Journal of Soil science* 45, 159-165.
- Lozano-Rodriguez, E., Hernandez, L.E., Bonay, P., Carpena-Ruiz, R.O. 1997. Distribution of cadmium in shoot and root tissues of maize and pea plants: physiological disturbances. *Journal of Experimental Botany* 48 (306), 123-128.
- Luyssaert, S., Van Meirvenne, M., Lust, N. 2001. Cadmium variability in leaves of a *Salix fragilis*: simulation and implications for leaf sampling. *Can J For Res* 31, 313-321.
- Luyssaert, S. 2001. Spatial variability of the cadmium concentration in the crown of *Salix fragilis* L. and its implication for leaf sampling. Ruimtelijke variabiliteit van de cadmium concentratie in de kroon van *Salix fragilis* L. en de implicaties voor bladbemonstering. Thesis submitted in fulfilment of the requirements for the degree of Doctor (Ph. D.) in Applied Biological Sciences Section Land- and Forest Management. University of Ghent, Faculty of Agricultural and Applied Biological Sciences, Gent, 197 pp.
- Ma, W.C. 1982. The influence of soil properties and worm-related factors on the concentration of heavy metals in earthworms. *Pedologia* 24, 109-119.
- Ma, W.C., Edelman, T., van Beersum, I., Jans, T. 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., van der Voet, H. 1993. A risk-assessment model for toxic exposure of small mammalian carnivores to cadmium in contaminated natural environments. *The Science of the Total Environment, Supplement* 1993.
- Martin, M.H., Bullock, R.J. 1994. The Impact and Fate of Heavy Metals in an Oak Woodland Ecosystem. In: *Toxic Metals in Soil-Plant Systems* ed. Sheila M. Ross. John Wiley, Chichester, pp 327-366.
- Martin, M.H., Duncan, E.M., Coughtrey, P.J. 1982. The distribution of heavy metals in a contaminated woodland ecosystem. *Environmental pollution (series B)*, 3, 147-157.
- Mathias, F. 2001. Guide pratique du grimpeur-élagueur. Editions SFA, Châteauneuf-du-Rhône, 152 pp.

- Mathsoft. 1999. *S PLUS 2000. Modern Statistics and Advanced Graphics. Guide to Statistics. Data analysis products division. Mathsoft, Seattle, 637 pp.*
- Mathsoft. 1999. *S PLUS 2000. Modern Statistics and Advanced Graphics. Guide to Statistics. Data analysis products division, Mathsoft, Seattle.*
- Merrington, G., Miller, D., McLaughlin, M.J., and Keller, M.A. 2001. Trophic barriers to fertilizer Cd bioaccumulation through the food chain: a case study using a plant-insect predator pathway. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 41, 151-156.
- Mertens, J., Luysaert, S., Verbeeren, S., Vervaeke, P., Lust, N. 2001. Cd and Zn concentrations in small mammals and willow leaves on disposal facilities for dredged material. *Environ Pollut* 115: 17-22.
- Mohan, R.K., Herbich, J.B., Hossner, L.R., Williams, F.S. 1997. Reclamation of solid waste landfills by capping with dredged material. *Journal of Hazardous Materials* 53, 141-164.
- Myklebust, I., Nybø, S., Kälås, J.A., Pedersen, H.C. 1993. Cadmium accumulation in willow ptarmigan (*Lagopus L. lagopus*) and rock ptarmigan (*L. mutus*) in Central Norway. *Sci Total Environ Supplement* 1993, 135-139.
- Nigam, R., Srivastava, S., Prakah, S., Srivastava, M.M. 2001. Cadmium mobilisation and plant availability – the impact of organic acids commonly exuded from roots. *Plant and Soil* 230, 107-113.
- Niklinska, M., Laskowski, R., Maryanski, M. 1998. Effect of heavy metals and storage time on two types of forest litter: basal respiration rate and exchangeable metals. *Ecotoxicology and environmental safety* 41, 8-18.
- Nissen, L.R., Lepp, N.W. 1997. Baseline concentrations of copper and zinc in shoot tissues of a range of *Salix* species. *Biomass Bioenerg* 12 (2): 115-120.
- OVAM. 1996. Afvalstoffenanalyse compendium. Herwerkte versie juni 1996.
- Pedersen, H.C., Myklebust, I. 1993. Age-dependent accumulation of Cadmium and Zinc in the liver and kidneys of Norwegian Willow Ptarmigan. *Bull Environ Contam Toxicol* 51: 381-388.
- Pohjonen, V. 1991. Selection of species and clones for biomass willow forestry in Finland. *Acta For Fenn* 221: 1-58.
- Punshon, T., Dickinson; N.M. 1997. Acclimation of *Salix* to metal stress. *New Phytol* 137: 303-314.
- Punshon, T. 1996. Heavy metal resistance in *Salix*. Thesis submitted in partial fulfilment of the requirements for the degree of Doctor of Philosophy at the Liverpool John Moores University. May 1996. School of Biological and Earth Sciences, Liverpool, 270 pp.
- Robinson, B.H., Mills, T.M., Petit, D., Fung, L.E., Green, S.R., Clothier, B.E. 2000. Natural and induced cadmium-accumulation in poplar and willow: implications for phytoremediation. *Plant Soil* 227: 301-306.
- Sander, M.L., Ericsson, T. 1998. Vertical distribution of plant nutrients and heavy metals in *Salix viminalis* stems and their implications for sampling. *Biomass Bioenerg* 14 (1): 57-66.
- Schollen, K. 2000. Evaluatie van de mogelijkheden van het bebossen van baggergronden aan de hand van enkele invertebratengroepen. Scriptie voorgelegd tot het behalen van de graad van Licentiaat in de

Biologie (richting dierkunde). Academiejaar 1999-2000. Faculteit van de wetenschappen (vakgroep Biologie), Universiteit Gent.

Severson, R.C., Gough, L.P., Van den Boom, G. 1992. Baseline element concentrations in soils and plants, Wattenmeer National Park, North and East Frisian islands, Federal republic of Germany. *Water, Air, Soil Pollut.* 61, 169-184.

Singh, S.P., Tack, F.M.G., Verloo, M. 1996. Extractability and bioavailability of heavy metals in dredged sediment derived surface soils. *Chemical Speciation and Bioavailability*, 8, 105-110.

Singh, S.P., Tack, F.M., Verloo, M.G. 1998. Heavy metal fractionation and extractability in dredged sediment derived surface soils. *Water, Air, and Soil Pollution* 102, 313-328.

Singh, S.P., Ma, L.Q., Tack, F.M.G., Verloo, M.G. 2000a. Trace metal leachability of land-disposed dredged sediments. *J. Environ. Qual.* 29, 1124-1132.

Singh, S.P., Tack, F.M.G., Gabriels, D., Verloo, M., 2000b. Heavy metal transport from dredged sediment derived surface soils in a laboratory rainfall simulation experiment. *Water, Air and Soil Pollution* 118, 73-86.

Sluis, P. van der., 1970. Decalcification of marine clay soils connected with decalcification during silting. *Geoderma* 4, 209-227.

Smilde, K.W., van Driel, W., van Luit, B. 1982. Constraints in cropping heavy-metal contaminated fluvial sediments. *Sci. Total Environ.* 25, 225-244.

Stone, D., Jepson, P., Kramarz, P., Laskowski, R. 2001. Time to death response in carabid beetles exposed to multiple stressors along a gradient of heavy metal pollution. *Environmental Pollution* 113, 239-244.

Swennen, R., Van der Sluys, J., Hindel, R., Brusselmans, A. 1997. Geochemical characterisation of overbank sediments: a way to assess background reference data and environmental pollution in highly industrialised areas (such as Belgium and Luxembourg). *Zbl. Geol. Paläont. Teil I* 9-10, 925-942.

Tack, F.M.G., Callewaert, O.W.J.J., Verloo, M.G. 1996. Metal solubility as a function of pH in a contaminated, dredged sediment affected by oxidation. *Environmental Pollution* 91 (2), 199-208.

Tack, F.M.G., Verloo, M.G., Vanmechelen, L., Van Ranst, E. 1997. Baseline concentration levels of trace elements as a function of clay and organic carbon contents in soils in Flanders (Belgium). *The Science of the Total Environment* 201, 113-123.

Tack, F.M.G., Singh, S.P., Verloo, M.G. 1998. Heavy metal concentrations in consecutive saturation extracts of dredged sediment derived surface soils. *Environmental Pollution* 103, 109-115.

Tack, F.M.G., Singh, S.P., Verloo, M.G. 1999. Leaching behaviour of Cd, Cu, Pb and Zn in surface soils derived from dredged sediments. *Environmental Pollution* 106, 107-114.

Tack, F.M.G., Bogaert, N., Verloo, M.G., Hendrickx, F., Maelfait, J.-P., Mertens, J. 2000. Determination of Cd, Cu, Pb and Zn in woodlouse (*Oniscus Asellus*). *Intern. J. Environ. Anal. Chem.* 78(2), 149-158.

Tresselt, K., Miehlich, G., Groengroeft, A., Melchior, S., Berger, K., Harms, C., 1998. Harbour sludge as barrier material in landfill cover systems. *Wat. Sci. Techn.* 37 (6-7), 307-313.

UN/ECE-EC. 1998. Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. PCC-BHF. International co-operative programme on assessment and monitoring of air pollution effects on forests. Part IV. BFH, Hamburg, pp. 1-30.

Van Breemen, N., Protz, R. 1988. Rates of calcium carbonate removal from soils. *Can. J. Soil Sci.* 68, 449-454.

Van den berg, G.A., Loch, J.P.G., Winkels, H.J. 1998. Effect of fluctuating hydrological conditions on the mobility of heavy metals in soils of a freshwater estuary in the Netherlands. *Water, Air, Soil Pollut.* 102, 377-388.

van den Berg, G.A., Loch, J.P.G. 2000. Decalcification of soils subject to periodic waterlogging. *European Journal of Soil Science* 51, 27-33.

Van den bergh, E., Meire, P., Hoffmann, M., Ysebaert, T. 1999. Natuurherstelplan Zeeschelde: drie mogelijke inrichtingsvarianten. Rapport IN 99/18. Juli 1999. Instituut voor Natuurbehoud, Brussel, 166 pp.

Van der Drift, J. 1963. The disappearance of litter in mull and mor in connection with weather conditions and the activity of macrofauna. In Doeksen J, Van der Drift J, editors. *Soil organisms*. North-Holland Publishing Company, Amsterdam, 125-133.

van Driel, W., van Luit, B., Smilde, K.W., Schuurmans, W. 1995. Heavy-metal uptake by crops from polluted river sediments covered by non-polluted topsoil. I. Effects of top soil depth on metal contents. *Plant and Soil* 175, 93-104.

Van Noordwijk, M., van Driel, W., Brouwer, G., Schuurmans, W. 1995. Heavy-metal uptake by crops from polluted river sediments covered by non-polluted topsoil. II. Cd-uptake by maize in relation to root development. *Plant and Soil* 175, 105-113.

Van Ranst, E., Verloo, M., Demeyer, A., Pauwels, J.M. 1999. Manual for the soil chemistry and fertility laboratory. International Training Centre for Post-Graduate Soil Scientists, Gent.

Van Slycken, J., Baeyens, L. 1990. Field excursion Holsbeek. Joint meeting of the I.E.A.-Task 5 Activity Groups on Exchange of genetic Material, Joint Trails of *Alnus*, *Populus* and *Salix*, Pest/disease Management, sept. 11-14, 1990, Poplar Research Centre, Geraardsbergen.

Vandecasteele, B. 1996. Effekten van *Lumbricus terrestris* en *Salix fragilis* op de verdeling van koolwaterstoffen in een baggerslibgrond. Scriptie voorgedragen tot het behalen van de graad van Bio-ingenieur in het land- en bosbeheer. Academiejear 1995-1996. FLTBW, Universiteit Gent.

Vandecasteele, B., De Vos, B., Lauriks, R., Buysse, C. 2000a. Baggergronden in Vlaanderen. Analyses van de bladstalen '97, '98 en '99. Mei 2000. In opdracht van Administratie Waterwegen en Zeewezen. IBW Bb R 2000.004, IBW, Geraardsbergen.

Vandecasteele, B., De Vos, B., Lauriks, R., Buysse, C. 2000b. Baggergronden in Vlaanderen. Eindrapport baggergronden langs de Bovenschelde. December 2000. In opdracht van Administratie Waterwegen en Zeewezen. Instituut voor Bosbouw & Wildbeheer, Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap. IBW Bb R 2000.005

Vandecasteele, B., De Vos, B., Lauriks, R., Buysse, C. 2001a. Baggergronden in Vlaanderen. Baggergronden langs de Zeeschelde stroomopwaarts van Dendermonde en langs de Durme. December 2001. IBW Bb R 2001.010.

- Vandecasteele, B., De Vos, B., Buysse, C. 2002. Baggergronden in Vlaanderen. Baggergronden langs de Leie, het kanaal Gent-Brugge en in de Merelbeekse Scheldemeersen. Oktober 2002. IBW Bb R 2002.002
- van Driel, W., Nijssen, J.P.J. 1988. Development of Dredged Material Disposal Sites: Implications for Soil, Flora and Food Quality. In: Salomons W, Förstner U (Eds.), Chemistry and biology of solid waste. Dredged material and mine tailings. Berlin: Springer-Verlag, 1988.
- Vangampelaere, K. 1998. Accumulatie van koper, cadmium, lood en zink in paddestoelen groeiend op beboste baggerstorten. Faculteit Landbouwkundige en Toegepaste Biologische Wetenschappen, 98 bl.
- van Straalen, N.M., Denneman, C.A.J. 1989. Ecotoxicological Evaluation of Soil Quality Criteria. Ecotoxicology and environmental safety, 18, 241-251.
- Verbeeren, S. 1998. Accumulatie van Cu, Pb, Cd, en Zn in bosmuizen van baggerslibstorten. Faculteit Landbouwkundige en Toegepaste Biologische Wetenschappen, 90 bl.
- Verbruggen, A. 1999. Milieu- en natuurrapport Vlaanderen. MIRA-T 1999. Leren om te keren. Vlaamse Milieumaatschappij, Erembodegem.
- Vervaeke, P., Lust, N. 2001. Eindverslag IWT-project: "Ecotechnologische behandeling en inrichting van baggerspeciedepots op basis van bebossingstechnieken". IWT nr. 960201. Laboratorium voor Bosbouw, Universiteit Gent, 373 p.
- Vervaeke, P., Luyssaert, S., Mertens, J., De Vos, B., Speleers, L., Lust, N. 2001. Dredged sediment as a substrate for biomass production of willow trees established using the SALIMAT technique. Biomass Bioenerg 21: 81-90.
- Vlaamse Gemeenschap. 1995. Decreet van de Vlaamse Gemeenschap van 22 februari 1995 betreffende de bodemsanering. Belgisch Staatsblad, 29 april 1995.
- VLAREBO. 1996. Besluit van de Vlaamse regering houdende vaststelling van het Vlaams reglement betreffende de bodemsanering. Belgisch Staatsblad, 27 maart 1996.
- Wagner, G. 1993. Large-scale screening of heavy metal burdens in higher plants', in B. Markert (ed.), *Plants as Biomonitors*, VCH, Weinheim, pp. 425-434.
- Watson, C., Pulford, I.D., Riddell-Black, D. 1999. Heavy metal toxicity responses of two willow varieties grown hydroponically: development of a tolerance screening test. Environmental Geochemistry and Health 21 (4): 359-364.
- Weeda, E.J., Westra, R., Westra, C., Westra, T. 1999. Nederlandse oecologische flora ;wilde planten en hun relaties. Deel I. KNNV uitgeverij, Hilversum, 304 pp.
- Wenger, K., Gupta, S.K., Furrer, G., Schulin, R. 2002. Zinc extraction potential of two common crop plants, *Nicotiana tabacum* and *Zea mays*. Plant and Soil 242, 217-225.
- Zvereva, E.L., Kozlov, M.V. 2001. Effects of pollution-induced habitat disturbance on the response of willows to simulated herbivory. J Ecol 89: 21-30.
- Zwolsman, J.J.G., Berger, G.W., Van Eck, G.T.M. 1993. Historical input, mobility and retention of major elements and trace metals in salt marshes of the Scheldt estuary. Mar Chem 44: 73-94.

Afkortingen

Ap-horizont: bovenste bodemhorizont, aangerijkt met organische stof en beïnvloed door bodembewerkingen (ploegen)
AW: achtergrondswaarde
BSN: bodemsaneringsnorm
BSN1&2: bodemsaneringsnorm voor bestemmingstype 1 (natuur) en 2 (landbouw)
BSN3: bodemsaneringsnorm voor bestemmingstype 3 (woongebieden)
BSN4: bodemsaneringsnorm voor bestemmingstype 4 (recreatie)
BSN5: bodemsaneringsnorm voor bestemmingstype 5 (industrie)
C: koolstof
Cd: cadmium
Cr: chroom
Cu: koper
DA: droge asgehalte
DS: droge stof gehalte
DTPA: diethyleen-triaminepenta-acetaat
EC: elektrische geleidbaarheid, uitgedrukt als $\mu\text{S}/\text{cm}$
GV: Gloeiverlies
LOAEC: Lowest Observed Adverse Effect Level
LOEC: Lowest Observed Effect Level
MO: Minerale olie, synoniem voor koolwaterstoffen
N: stikstof
Ni: nikkel
NOAEC: No Observed Adverse Effect Level
NOEC: No Observed Effect Level
OC: organische koolstof
OS: organische stofgehalte, procentueel uitgedrukt
P: fosfor, uitgedrukt als mg/kg DS
Pb: lood
PCA: principale componentenanalyse
PEC: PREDICTED ENVIRONMENTAL CONCENTRATION
PNEC: predicted no effect concentration
R²: determinatiecoëfficiënt
S: zwavel, uitgedrukt als mg/kg DS
VC1&2: verontreinigingscriterium voor bestemmingstype 1 & 2 ($= 0.8 * \text{BSN1\&2}$)
VLAREBO: Decreet van de Vlaamse Gemeenschap van 22 februari 1995 betreffende de bodemsanering
Zn: Zink

Begrippen

A-horizont: bovenste bodemhorizont, aangerijkt met organische stof.
Aëroob: in de aanwezigheid van zuurstof, zuurstofverbruikend, zuurstof aanwezig in de omgeving
Ah-horizont: bovenste bodemhorizont, aangerijkt met organische stof. Het mengen van het bodemmateriaal met de organische stof gebeurt door natuurlijke processen.
Alluviale vlakte: vlakte gevormd door de afzettingen van rivieren
Anaëroob: zonder zuurstof in de omgeving, niet zuurstofverbruikend

Antropogeen: ontstaan door menselijke activiteit

Ap-horizont: bouwvoor: bovenste bodemhorizont, aangerijkt met organische stof en beïnvloed door bodembewerkingen (ploegen)

Baggergrond: alle landbodems waar ooit materiaal afkomstig uit waterlopen gestort of afgezet werd en waar het landgebruik niet meer verbonden is met de aanwezigheid van de waterwegen of andere watergebonden infrastructuur (zie ook de definitie in de inleiding)

Baggerspecie: bodemmateriaal vrijkomend bij het onderhoud van bevaarbare waterlopen

Biomassaproductie: teelten die bedoeld zijn om plantenmateriaal voort te brengen waaruit energie kan gewonnen worden

Bodem: vaste deel van de aarde met inbegrip van het grondwater en de organismen die zich erin bevinden, ontstaan door wisselwerking tussen levende organismen en klimaat, reliëf en moedergesteente.

Bodemprofiel: geheel van in een bodem te onderscheiden horizonten (lagen) met karakteristieke kenmerken veroorzaakt door bodemvormende processen

Bodemverontreiniging: aanwezigheid van stoffen of organismen, veroorzaakt door menselijke activiteiten, op of in gronden, die de kwaliteit van de bodem op directe of indirecte wijze nadelig (kunnen) beïnvloeden

Bosvegetatie: spontane ontwikkeling van een begroeiing met hoofdzakelijk bomen, heesters en struiken.

Boxplot: Grafische voorstelling van de spreidingseigenschappen van een dataset. De boxplot geeft de mediaan (zwarte lijn in de rechthoek), de bovenste en de onderste kwartiel (boven- en onderkant van de rechthoek) en de 2 grenswaarden (bovenste en onderste streep) aan.

Outliers worden ook als streep aangegeven. Een boxplot is een voorstelling die een snel inzicht geeft in de plaats, de schaal en de verdeling van gegevens.

C-horizont: moedermateriaal: oorspronkelijk bodemmateriaal waarin nog geen aanrijgings- of uitlogingsprocessen bezig zijn.

Correlatiecoëfficiënt (R): statistische grootheid die enerzijds aangeeft of het verband tussen 2 parameters positief of negatief is, en anderzijds de sterkte van dit verband uitdrukt. Varieert tussen 1 en -1 .

Droge asgehalte (DA): het aandeel van de minerale fractie in de bladeren relatief t.o.v. het DS gewicht. Wordt bepaald na verassen bij hoge temperatuur.

Determinatiecoëfficiënt (R²): statistische grootheid die aangeeft welk aandeel van de variatie van parameter x verklaard wordt door parameter y. Varieert tussen 0 en 1. Wordt echter soms procentueel uitgedrukt.

Droge asgehalte (DA): procentueel aandeel van het initieel gedroogd materiaal (gewicht als DS) dat overblijft na verassen bij 550 °C met graduele opwarming en afkoeling gedurende 72 uur, waarbij al het organisch materiaal verwijderd wordt en dus enkel de minerale fractie overblijft.

Droge stofgehalte (DS): procentueel aandeel van het initieel vers gewicht dat overblijft na drogen op 40°C gedurende minimaal 4 dagen.

fyto-extractie: het gebruik van tolerante planten om de chemische bodemkwaliteit van verontreinigde bodems te verbeteren door opname van plantbeschikbare polluenten

fyto-remediatie: het gebruik van tolerante planten om verontreinigde bodems te stabiliseren en hun structuur te verbeteren, en om de chemische bodemkwaliteit te verbeteren door opname van plantbeschikbare polluenten of door het versnellen van de afbraak van biodegradeerbare polluenten.

Gloeiverlies: % gewichtsverlies na verhitting bij 550° C gedurende 3 uur

Gradiënt: verloop van een grootheid in de ruimte, de verandering van een grootheid per eenheid van lengte, in de richting waarin die verandering het sterkst is

Homoscedasticiteit: eigenschap waarbij de varianties van de groepen die via een statistische techniek vergeleken worden, ongeveer gelijk zijn.

Infrastructuurspecie: in tegenstelling tot baggerspecie dat verwijderd wordt bij werken vereist om de bevaarbaarheid van waterlopen te garanderen, is infrastructuurspecie afkomstig van ingrepen in het traject van een waterloop (rechttrekkingen, verdiepingen en verbredingen) of bij de aanleg van grote voorzieningen voor schepen.

Open vegetatie: vegetatie waarvan meerjarige grassoorten het uitzicht bepalen, vaak samen met andere grasachtige en kruidachtige planten

LOAEC (Lowest Observed Adverse Effect Level): Het laagste niveau van blootstelling aan een chemische stof in een test die statistisch significante verschillen veroorzaakt t.o.v. de controle voor verschillende effecten

Landschap: een deel van de ruimte aan het aardoppervlak dat bestaat uit een complex van relatiesels, ontstaan door werking van gesteente, water, lucht, planten, dieren en de mens, en dat in zijn uiterlijke verschijningsvorm een te onderscheiden geheel vormt

Laserdiffractie: analysemethode voor de bepaling van de textuur van de bodem, gebaseerd op de registratie van het diffractiepatroon van een laserbundel op bodemdeeltjes in suspensie

Mineralisatie: afbraak van organische stof tot anorganische stof door micro-organismen

Monte Carlo simulaties: Een techniek gebaseerd op herbemonstering van een dataset om de onzekerheid van risico-evaluaties in rekening te brengen door de distributie van de output-parameter van een model te schatten

NOAEC (No Observed Adverse Effect Level): Het hoogste niveau van blootstelling aan een chemische stof in een test die geen statistisch significante verschillen veroorzaakt t.o.v. de controle voor verschillende effecten

Organische stof: materiaal van plantaardig en dierlijke oorsprong dat zich in de bodem bevindt en dat aan humificatie en mineralisatie onderhevig is

Oxideren: chemisch verbinden met zuurstof of andere oxidantia

pH: eenheid waarin de zuurtegraad wordt uitgedrukt

Reduceren: chemische verwijdering van de aanwezige zuurstof

Spuitmond: plaats bij opgespoten terreinen waar de buis die gebruikt werd voor het transport van het gebaggerde materiaal geplaatst werd

Storkist: plaats bij opgespoten terreinen waar het overtollige water via een regelbaar systeem terug afgevoerd wordt

Temporeel: door te tijd bepaald, tijdsafhankelijk

Uitgebrikte gronden: terreinen waarvan de bovenste kleilaag verwijderd werd om er bakstenen van te maken. Deze bakstenen werden meestal gebakken aan de hand van veldovens. De dikte van de afgegraven laag kan sterk variëren. Deze terreinen worden gekenmerkt door hydromorfe omstandigheden en in het profiel worden meestal heel wat steenbrokken aangetroffen.

Vegetatie: ruimtelijke massa van plantenindividuen, in samenhang met de plaats waar zij groeien en in de rangschikking die zij spontaan en door onderlinge concurrentie hebben ingenomen

Verontreinigingscriterium: Een grond wordt volgens OVAM geklasseerd als 'verontreinigd' wanneer uit een oriënterend bodemonderzoek blijkt dat voor één of meerdere parameters de concentratie hoger ligt dan 80% van de bodemsaneringsnorm voor die parameter binnen het bestemmingstype II.

Waterbodem: bodem van oppervlaktewateren

Zware metalen: groep chemische elementen (metalen) met een soortelijk gewicht groter dan 5 (b.v. Cd, Pb, Se) die, wisselend per element, zeer schadelijke gevolgen kunnen hebben voor plant, dier en mens