

Baggergronden in Vlaanderen

Opname van metalen door wilgen op baggergronden, schorren en alluviale gebieden



IBW Bb R 2003.002
December 2003

Bart Vandecasteele
Bruno De Vos
Carine Buysse
Rita Van Ham

Colofon

Bart Vandecasteele, Bruno De Vos, Carine Buysse, Rita Van Ham
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., Van Ham, R. 2003. Baggergronden in Vlaanderen. Opname van metalen door wilgen op baggergronden, schorren en alluviale gebieden. December 2003. IBW Bb R 2003.002. 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/2004/3241/031

Trefwoorden: ecologische risico-evaluatie, blootstellingsevaluatie, biologische monitoring, moerassen, metalen, baggerspecie, sedimenten, *Salix cinerea*, stortterreinen, wilg, Cadmium, Zink, overstroming

Keywords: exposure assessment, biological monitoring, wetland, heavy metals, dredged sediments, *Salix cinerea*, landfills, willow, Cadmium, Zinc, submerged

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
**Opname van metalen door wilgen
op baggergronden, schorren en
alluviale gebieden**

December 2003
IBW Bb R 2003.002

Bart Vandecasteele, Bruno De Vos, Carine Buysse, Rita Van Ham

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

Inhoud

SAMENVATTING.....	1
SUMMARY.....	5
INLEIDING.....	6
HOOFDSTUK 1. BODEMKARAKTERISATIE VAN DE ZOETWATERSCHORREN TUSSEN WETTEREN EN TEMSE, EN BIOBESCHIKBAARHEID VAN METALEN VOOR SCHIETWILG	11
1.1. INLEIDING.....	11
1.2. MATERIAAL EN METHODEN.....	12
1.2.1. <i>Bodembemonstering</i>	12
1.2.2. <i>Bladstalen van Schietwilg</i>	12
1.2.3. <i>Bodemanalyses</i>	13
1.2.4. <i>Beoordeling van de bodemkwaliteit</i>	14
1.2.5. <i>Bladanalyses</i>	15
1.3. RESULTATEN.....	15
1.3.1. <i>Bodemgegevens</i>	15
1.3.2. <i>Bladgegevens</i>	16
1.4. BESPREKING.....	18
HOOFDSTUK 2. BODEMKARAKTERISATIE VAN HET BAGGERSTORTTERREIN ‘BOLVEERPUT’ IN SEMMERZAKE EN EEN EERSTE EVALUATIE VAN ECOLOGISCHE RISICO’S.....	21
2.1. INLEIDING.....	21
2.2. MATERIAAL EN METHODEN.....	22
2.3. RESULTATEN.....	23
2.3.1. <i>Hydrologische toestand van het terrein</i>	23
2.3.2. <i>Bodemgegevens</i>	25
2.3.3. <i>Bladgegevens</i>	29
2.4. ECOLOGISCHE RISICO’S.....	34
2.5. BESPREKING.....	35
HOOFDSTUK 3. BODEMKARAKTERISATIE EN BIOBESCHIKBAARHEID VAN METALEN VOOR WILGEN OP HET STORTTERREIN ‘NIEUWE STEDE’ IN WOU MEN.....	37
3.1. INLEIDING.....	37
3.2. MATERIAAL EN METHODEN.....	37
3.2.1. <i>Studiegebied</i>	37
3.2.2. <i>Bodembemonsteringen en -analyses</i>	39
3.2.3. <i>Metten van de biobeschikbaarheid van metalen aan de hand van wilgen</i>	39

3.3. RESULTATEN.....	42
3.3.1. Studiegebied	42
3.3.2. Bodemgegevens	42
3.3.3. Meten van de biobeschikbaarheid van metalen aan de hand van wilgen	48
3.4. BESPREKING.....	50
HOOFDSTUK 4. BODEMKARAKTERISATIE EN BIOBESCHIKBAARHEID VAN METALEN VOOR WILGEN OP HET BAGGERSTORTTERREIN ‘RABOT’ IN EVERGEM	53
4.1. INLEIDING	53
4.2. MATERIAAL EN METHODEN.....	54
4.3. RESULTATEN.....	54
4.3.1. Bodemgegevens	54
4.3.2. Bladgegevens.....	59
4.4. BESPREKING.....	60
HOOFDSTUK 5. BLADCONCENTRATIES BIJ WILGENVEGETATIES OP VERONTREINIGDE BAGGERGRONDEN VERSUS TERREINEN MET ACHTERGRONDCONTAMINATIE.....	61
5.1. INLEIDING	61
5.2. MATERIAAL EN METHODEN.....	62
5.2.1. Studiegebied en bemonsterde locaties	62
5.2.2. Blad-, strooisel- en bodembemonstering	65
5.2.3. Chemische analyse	67
5.2.4. Bladoppervlaktemetingen en fluctuerende asymmetrie in de bladeren	67
5.2.5. Statistiek	68
5.2.5.1. Bladconcentraties over het groeiseizoen.....	68
5.2.5.2. Vergelijking van bladgegevens voor <i>S. cinerea</i> en <i>S. alba</i>	68
5.3. RESULTATEN.....	68
5.3.1. Bladconcentraties over het groeiseizoen	68
5.3.2. Vergelijking van bladgegevens voor <i>S. cinerea</i> en <i>S. alba</i> op verschillende bodemtypes: standplaatseffecten	74
5.3.2.1. <i>S. cinerea</i>	76
5.3.2.2. <i>S. alba</i>	76
5.4. DISCUSSIE	78
5.4.1. Evolutie van de bladconcentraties over een groeiseizoen	78
5.4.2. Standplaatseffecten op bladconcentraties voor <i>S. cinerea</i> en <i>S. alba</i>	80
5.4.3. Ecologische risico-evaluatie.....	82
5.5. BESLUIT	83
HOOFDSTUK 6. LOCATIE-SPECIFIEKE EN REGIONALE BIOMONITORING VAN BAGGERGRONDEN DOOR MIDDEL VAN WILGEN	85
6.1. REGIONALE EN LOKALE BIOMONITORING.....	85
6.2. BIOMONITORING BIJ BAGGERGRONDEN.....	86
6.3. REGIONALE BIOMONITORING MET BEHULP VAN WILGEN.....	87
REFERENTIES	89
AFKORTINGEN.....	93
BEGRIPPEN.....	94



Samenvatting

In **Hoofdstuk 1** werden de resultaten voorgesteld van onderzoek naar enerzijds de bodemkwaliteit en anderzijds de beschikbaarheid van metalen voor wilgen op zoetwaterschorren tussen Wetteren en Temse. Opvallend bij de beoordeling van de bodemkwaliteit zijn de lage Zn-concentraties in vergelijking met de waarden aangetroffen bij baggergronden langs de Bovenschelde, de Leie en bij de baggergronden stroomopwaarts van het bestudeerde gebied langs de Zeeschelde. De Cd- en Cr-concentraties zijn iets lager dan de waarden die gemeten werden op de baggergronden langs de Boven- en Zeeschelde en de Leie. Er wordt een eerder sterke binding tussen de kleifractione en de metalen vastgesteld, en de textuur vertoont een variabel patroon over de schorren, onafhankelijk van de ligging t.o.v. de monding. De bladconcentraties aan metalen bij Schietwilg op de zoetwaterschorren vertonen

geen duidelijk verband met de bodemconcentraties. In vergelijking met de bodemconcentraties zijn de concentraties aan Cd, Zn en Cu lager in de bladeren.

In Hoofdstuk 2, 3 en 4 wordt voor 3 stortterreinen voor baggerspecie de bodemeigenschappen en contaminatie met metalen beschreven, en wordt de aanwezige wilgenvegetatie gebruikt om de biobeschikbaarheid te beoordelen. De bemonsterde soorten zijn Schietwilg, Amandelwilg, Grauwe wilg en Katwilg. De baggerstortterreinen die aan bod komen zijn het stortterrein 'Bolveerput' in Semmerzake (Hoofdstuk 2), het stortterrein 'Nieuwe Stede' in Woumen (Hoofdstuk 3) en het stortterrein 'Rabot' in Evergem (Hoofdstuk 4).

Het stortterrein 'Bolveerput' (**Hoofdstuk 2**) vertoont een duidelijke gradiënt in textuur, bodemverontreiniging en hydrologische toestand, met enerzijds een relatief droog, zandig deel met lage bodemconcentraties aan Cd, Cr en Zn, en anderzijds een moerassig deel op een zware kleibodem met hoge bodemconcentraties aan Cd, Cr en Zn. Het tussenliggende deel heeft eveneens een kleitextuur en wordt gekenmerkt door bodemverontreiniging, maar hier varieert de hydrologie sterk gedurende het groeiseizoen.

De biobeschikbaarheid van Cd en Zn, bepaald aan de hand van bladconcentraties bij Grauwe wilg, vertoont een heel ander beeld: de hoogste bladconcentraties worden gemeten in het zandige en droge deel van het terrein, terwijl in het natste deel op de kleibodem met hoge metaalconcentraties de laagste bladconcentraties gemeten worden. Zowel de kalkrijke kleibodem als de hydrologische omstandigheden die leiden tot lagere redoxpotentialen in de bodem, kunnen hiervoor de oorzaak zijn. Uit de verwerking van de bladgegevens blijkt dus dat verder onderzoek naar de invloed van de hydrologie en de redoxpotentiaal op de biobeschikbaarheid van Cd en Zn voor Grauwe wilg aangewezen is.

Naast de bodemchemische metingen zijn bodemfysische metingen zoals bodemdichtheid en indringingsweerstand interessante verklarende parameters die, samen met het gravimetrisch vochtgehalte, aanvullende informatie geven over de invloed van de hydrologische toestand van het terrein op de bodemontwikkeling en de biobeschikbaarheid.

Het stortterrein 'Nieuwe Stede' in Woumen (**Hoofdstuk 3**) heeft zich ontwikkeld tot een gebied met een sterke variatie in bodemeigenschappen en vegetatie op korte afstand. De textuurgradiënten die bij het opspuiten ontstaan zijn, zijn hier de belangrijkste oorzaak van. De bodemverontreiniging met metalen is gering aangezien nergens het

verontreinigingscriterium voor natuur overschreden wordt. Dit gebied heeft een belangrijke waarde als referentie voor onderzoek van verontreinigde baggergronden met een gelijkaardige vegetatie: negatieve effecten van de bodemverontreiniging op verontreinigde baggergronden kunnen door vergelijking met processen en concentraties gemeten op de Nieuwe Stede onderscheiden worden van effecten van het bodemsubstraat en de bodemontwikkeling. Op lange termijn zal de vegetatieontwikkeling vooral bepaald worden door de mate waarin de natte bodemomstandigheden in de winter gehandhaafd blijven. Het is daarom aan te raden de oppervlakkige ontwatering via het systeem van buizen en stortkisten met schotbalken zo in te stellen dat de ontwatering zo veel mogelijk vertraagd wordt.

Op het stortterrein Rabot in Evergem (**Hoofdstuk 4**) werd bodemverontreiniging met Cd, Cr en Zn vastgesteld, waarbij de concentraties aan deze elementen de bodemsaneringsnormen voor bos, natuur en landbouw overschrijden. Op dit terrein ontwikkelde zich een dichte wilgenvegetatie met Schietwilg, Amandelwilg en Grauwe wilg. De hogere bodemconcentraties aan Cd en Zn resulteerden in hogere bladconcentraties voor deze elementen in de wilgenvegetatie.

Een groot aantal alluviale bodems langs bevaarbare waterlopen zijn beïnvloed door het landbergen van baggerspecie of door afzetting van sedimenten bij overstromingen en bevatten verhoogde metaalconcentraties. Opnamepatronen voor metalen en andere elementen door verschillend spontaan ontwikkelde wilgensoorten op deze terreinen werden in **Hoofdstuk 5** bepaald gedurende een groeiseizoen onder veldomstandigheden en vergeleken met dezelfde soorten op bodems met achtergrondcontaminatie. Voor Cd en Zn waren de bladconcentraties duidelijk hoger voor baggerstortterreinen. De opnamepatronen verschilden duidelijk tussen de soorten. Een hoge opname van Mn en de lage opname van Cu, K en S in Grauwe wilg (*Salix cinerea*) werd toegeschreven aan de bodemchemie in moerassige bodems.

Standplaatseffecten op de metaalopname werden gedetailleerd geëvalueerd voor *Salix cinerea* en *Salix alba* op verschillende baggergronden onder veldomstandigheden. De Cd-concentraties in de bladeren waren hoger voor *S. cinerea* dan voor *S. alba*. Dit bleek een soortspecifieke eigenschap te zijn onafhankelijk van de bodemchemische eigenschappen, aangezien dit werd vastgesteld op zowel niet-gecontamineerde terreinen als op verontreinigde baggergronden. Voor *S. cinerea* werden de bodemchemische omstandigheden gereflecteerd in de bladconcentraties, terwijl de Cd-concentraties in de bladeren en de biobeschikbaarheid onafhankelijk bleken te zijn van de dikte van de bodemverontreiniging. Baggerstortterreinen

en zoetwaterschorren met vergelijkbare bodemverontreiniging voor Cd hadden significant verschillende Cd-concentraties in de bladeren van Schietwilg.

In **Hoofdstuk 6** wordt dieper ingegaan op de bruikbaarheid en de beperkingen van wilgen voor lokale en regionale biomonitoring van metalen. Onze resultaten tonen aan dat bladconcentraties belangrijke indicatoren zijn voor Cd, Zn en Cu in locatiespecifieke ecologische risico-evaluatie, aangezien deze gegevens ook relevant zijn voor transfer van metalen doorheen de voedselketen. De grote verschillen in achtergrondconcentraties en opnamepatronen tussen soorten bemoeilijkt een éénduidige bepaling van algemeen geldende normale en toxische plantenconcentraties. Wilgen kunnen gebruikt worden voor lokale biomonitoring om de invloed van het beheer (gewijzigd beheer of landgebruik) of van inrichtingsmaatregelen te beoordelen. De boomsoortensamenstelling bepaalt gedeeltelijk de metaalconcentraties in de strooiselstalen. Bladconcentraties aan metalen in wilgen worden grotendeels door de individualiteit van de boom bepaald. De duur van overstroming en de redoxpotentiaal kan een grote invloed hebben op de beschikbaarheid van metalen voor wilgen. Deze factoren worden hoofdzakelijk door lokale omstandigheden en beheersmaatregelen beïnvloed, zijn variabel van jaar tot jaar, en kunnen de bruikbaarheid voor regionale biomonitoring belemmeren.

Toekomstig onderzoek moet zich toespitsen op de relatie tussen hydrologie (en oxidatie-reductiepotentiaal) van de bodem en de metaalopname door wilgen, aangezien we een lagere beschikbaarheid in gereduceerde bodems kunnen verwachten. De doelstelling van dit toekomstig onderzoek is dus het bepalen van de invloed van het hydrologisch beheer van verontreinigde baggergronden op de biobeschikbaarheid van metalen voor wilgen.

Summary

Many alluvial soils along navigable waterways are affected by disposal of dredged sediments or overbank sedimentation and contain metal contents that are elevated compared to baseline levels. Uptake patterns for heavy metals and other elements by several volunteer *Salix* species growing on these sites were determined during a growing season in field plots and compared with the same species growing on soils with baseline contamination levels. For Cd and Zn, foliar concentrations were clearly higher for dredged sediment-derived sites. Uptake patterns clearly differed between species. A high uptake of Mn and low uptake of Cu, K and S in *S. cinerea* was attributed to wetland soil chemistry.

Site effects on heavy metal uptake were evaluated in more detail for *Salix cinerea* and *Salix alba* growing on different sediment-derived sites in field conditions. Foliar Cd concentrations were higher in *S. cinerea* than in *S. alba*. This appeared a genetic feature not influenced by soil chemical properties, as it was observed both on clean sites and polluted sediment-derived sites. For *S. cinerea*, soil chemistry was reflected in foliar concentrations, while foliar Cd concentrations and bioavailability were found to be independent from the thickness of soil pollution. Dredged sediment-derived sites and freshwater tidal marshes with comparable Cd soil pollution had significant different foliar Cd concentrations.

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 de specie 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 de specie terecht kwam was van minder belang. De laatste decennia echter werd vastgesteld dat het sediment van onze waterlopen de verontreiniging uit het water vastlegt. Wanneer de baggerspecie aan land gebracht wordt, betekent dit een verplaatsing van de verontreiniging. Baggerspecie, vroeger een nuttig en bruikbaar materiaal, werd een afvalstof, dat op steeds minder plaatsen kon en kan gestort worden. Ook het wettelijk kader voor het storten van baggerspecie werd en wordt steeds strenger. Het besef groeide dat een stortplaats voor baggerspecie een permanente wijziging van het landschap met zich meebracht, een wijziging die ook gevolgen heeft 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 ecosystemen 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 de baggerspecie te bergen. Vroeger was het vinden van een stortlocatie minder tijdrovend, 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.

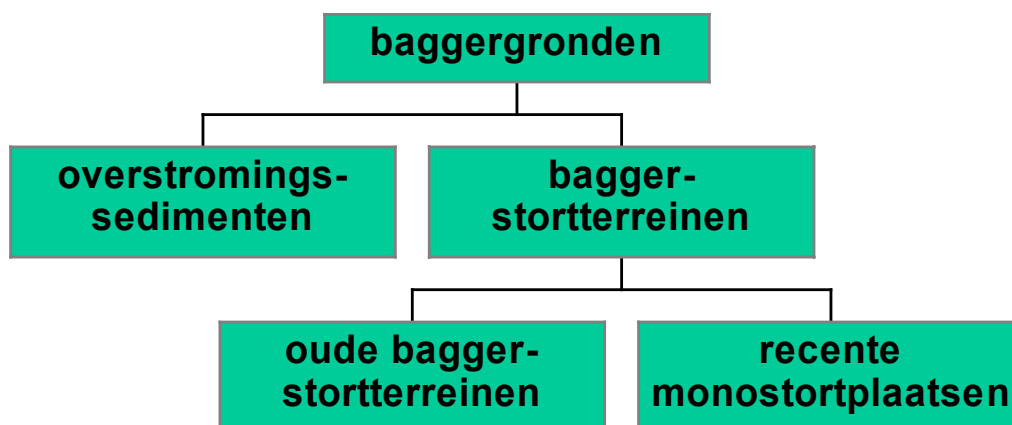
Binnen de context van dit project wordt er een eigen definitie voor het begrip 'baggergrond' gebruikt. Deze definitie laat toe een duidelijker beeld te geven van wat er binnen dit project onderzocht wordt. Een baggergrond is een terrein dat met een laag sediment afkomstig uit waterlopen werd opgehoogd. 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 vergelijkbaar met een bodem en wordt het sediment onderhevig aan processen die leiden tot 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. Specie die binnen eenzelfde waterloop verplaatst werd, of die 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, of ontstond door de afzetting van sedimenten bij overstromingen. Bij grote ingrepen aan de waterloop (zoals een rechttrekking 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 bevat de infrastructuurbaggerspecie ook een hoeveelheid 'onderhoudsbaggerspecie'. Het onderscheid tussen onderhoudsbaggerwerken en infrastructuurwerken aan bestaande waterlopen wordt hierdoor minder duidelijk.

We beschouwen dus zowel de spontaan gevormde overstromingssedimenten als de door de mens aangelegde stortterreinen voor baggerspecie (zie schema). De eerste categorie van bodems wordt gekenmerkt door een beperkte laagdikte van het sediment, een sterke, positieve correlatie tussen verontreinigingsgraad en afstand tot de rivier, en een sterke variabiliteit, en gevoeligheid voor overstromingen. De stortterreinen voor baggerspecie kunnen opgesplitst worden in 2 duidelijke groepen, nl. enerzijds de recent aangelegde terreinen vergund als monostortplaats, met een grote laagdikte (> 1 m opgehoogd) en dus een hoge efficiëntie van het oppervlaktegebruik, en de aanwezigheid van een reeks beschermende maatregelen, en anderzijds de oudere stortterreinen met een beperkte laagdikte, en meestal gesitueerd in lagergelegen alluviale gebieden, beschermd als natuurgebied op het gewestplan. Vooral de probleemstelling van de laatste categorie is eerder complex, aangezien deze terreinen niet gekend zijn als stortterrein, en deze gebieden gebruikt worden als normale bodems zonder rekening te houden met de verontreinigingsgraad.



In dit rapport worden de resultaten voorgesteld van onderzoek naar de opname van metalen door wilgen, en de mogelijkheden van het gebruik van bladconcentraties bij wilgen voor biomonitoring. In Hoofdstuk 1 worden de resultaten voorgesteld van onderzoek naar enerzijds de bodemkwaliteit en anderzijds de beschikbaarheid van metalen voor wilgen op zoetwaterschorren tussen Wetteren en Temse. Bladconcentraties aan metalen voor schietwilgen voor verschillende zoetwaterschorren worden in dit hoofdstuk vergeleken. In Hoofdstuk 2, 3 en 4 wordt voor 3 stortterreinen voor baggerspecie de bodemeigenschappen en contaminatie met metalen beschreven, en wordt de aanwezige wilgenvegetatie gebruikt om de biobeschikbaarheid te beoordelen. De bemonsterde soorten zijn Schietwilg, Amandelwilg, Grauwe wilg en Katwilg. De baggerstortterreinen die aan bod komen zijn het stortterrein 'Bolveerput' in Semmerzake (Hoofdstuk 2), het stortterrein 'Nieuwe Stede' in Woumen (Hoofdstuk 3) en het stortterrein 'Rabot' in Evergem (Hoofdstuk 4). In Hoofdstuk 5 wordt enerzijds onderzocht hoe de opname van nutriënten en metalen over een groeiseizoen verloopt bij verschillende wilgensoorten, en anderzijds wordt onderzocht wat het effect is van bodemverontreiniging en het soort baggergrond op de opname van metalen voor 2 wilgensoorten. Telkens worden gecontamineerde met niet-gecontamineerde bodems vergeleken, zodat bodemeffecten onderscheiden kunnen worden van concentratie-effecten. In Hoofdstuk 6 wordt dieper ingegaan op de bruikbaarheid en de beperkingen van wilgen voor lokale en regionale biomonitoring van metalen.

HOOFDSTUK 1. BODEMKARAKTERISATIE VAN DE ZOETWATERSCHORREN TUSSEN WETTEREN EN TEMSE, EN BIOBESCHIKBAARHEID VAN METALEN VOOR SCHIETWILG

1.1. Inleiding

Het stroomgebied van de Schelde strekt zich uit over 21.600 km² in Noord-Frankrijk, het westelijk deel van België en het zuidwestelijk deel van Nederland. Er kunnen 3 delen in de rivier onderscheiden worden: de Bovenschelde, de Zeeschelde en het Schelde-estuarium. De Bovenschelde is het meest stroomopwaartse deel dat door de aanwezigheid van stuwen of sluizen niet aan getijdewerking onderworpen is, en bevat het deel tussen de bron in Saint-Quentin (Frankrijk) en Gent. De Zeeschelde tussen Gent en Rupelmonde is de zoetwaterzone die wel aan de getijden onderworpen is. Het estuarium wordt gekenmerkt door een toenemend zoutgehalte naar de Noordzee toe. In tegenstelling tot de Bovenschelde zijn de ingrepen aan de loop van de Zeeschelde relatief gering. De belangrijkste ingreep bij de Zeeschelde was het afsnijden van een aantal grote meanders rond 1900.

De Zeeschelde wordt gekenmerkt door de aanwezigheid van slikken- en schorregebieden, waarvan de oppervlakte in stroomafwaartse richting in grootte toeneemt. De schorren spelen een belangrijke rol in het sedimentbudget van de Zeeschelde. De zoetwaterschorren tussen Wetteren en Kruibeke worden gekenmerkt door de aanwezigheid van wilgen en populier: wilgen vormen de climaxvegetatie op zoetwaterschorren (Bal et al., 2001), maar wilgenculturen en populieren werden ook aangeplant. Niettegenstaande deze economische activiteiten sterk verminderd zijn, blijven restanten van de culturen en aanplantingen aanwezig. Wilgen- en populierenbladeren zijn goede bio-indicatoren voor Cd, Mn en Zn (Vandecasteele et al., 2002; Piczak et al., 2003).

De doelstelling van dit hoofdstuk is het beoordelen van de concentraties aan metalen in de bladeren van Schietwilg (*Salix alba*) op een aantal zoetwaterschorren in relatie tot de bodemgehalten aan metalen. Daarnaast geven de resultaten van de bodembemonstering ook een idee van de bodemconcentraties aan metalen die aangetroffen worden op zoetwaterschorren langs de Zeeschelde.

De vergelijking van gegevens over sedimentkwaliteit voor baggergronden, schorren en tij-armen met verhoogde sedimentatie geven duidelijk aan dat de fijne sedimentfractie

opgeslagen wordt in de tijarmen en op de schorren, of verwijderd wordt tijdens baggerwerken op plaatsen met een hoge sedimentatie. De concentraties aan zware metalen waren gelijkaardig voor deze 3 eindpunten. De sedimenten in de waterlopen zelf daarentegen variëren sterk in textuur en verontreinigingsgraad (Vandecasteele et al., 2003).

1.2. Materiaal en methoden

1.2.1. Bodembemonstering

De bemonstering van de schorbodems werden uitgevoerd in het kader van onderzoek naar de opname van metalen door Schietwilg (*Salix alba* L.) op schorren in vergelijking met baggergronden. De resultaten van de bladstalen worden hier kort besproken en worden uitgebreid vergeleken met andere datasets in Hoofdstuk 5 (data set ‘ZWS’ = zoetwaterschorren).

De bodemstaalnames vonden plaats op 9 juli 2002. Er werden 12 punten op de zoetwaterschorren (Fig. 1.1., Tabel 1.1.) geselecteerd op basis van de aanwezigheid van schietwilgen. Op elk schor werden 4 punten binnen een cirkel met diameter 10 m bemonsterd. Plantenresten (strooisellaag) werden verwijderd vóór de bodem bemonsterd werd. Telkens werd de bovenste 30 cm van de bodem met een steekguts bemonsterd, en elk staal bestond uit 2 deelstalen die tot één staal gemengd werden. Aangezien de plots gekozen werden op basis van de aanwezigheid van Schietwilg, zou dit kunnen aanleiding geven tot een vertekend beeld.

1.2.2. Bladstalen van Schietwilg

In de tweede helft van augustus 2002 werden op 11 van de 12 schorren 4 schietwilgen afzonderlijk bemonsterd. Per boom werden ten minste 4 takken van verschillende hoogtes en posities in de kroon bemonsterd. Om de variabiliteit geassocieerd met de bemonstering in te schatten, werden 4 verschillende bomen van ongeveer dezelfde leeftijd en dimensie bemonsterd binnen een cirkel met een diameter van 15 m. Het gebruik van herhalingen resulteert in een locatiespecifieke concentratie maar met een indicatie van de variabiliteit tussen individuele bomen binnen een populatie. De stalen werden verzameld met een grote katapult (Mathias, 2001). Ongeveer 1000 cm³ bladstalen werden verzameld per boom op elke bemonsterde locatie. Indien aanwezig, werd het overtollig stof van de bladeren verwijderd,

maar de bladeren werden niet gewassen aangezien dit vermeden dient te worden bij het onderzoek naar metalen in de voedselketen (Ernst, 1990). De bladstalen werden daarna gedroogd gedurende 7 dagen bij 40 °C en gemalen (Pulverisette 14, Fritsch, Idar-Oberstein, Duitsland).

Tabel 1.1. Coördinaten van de 12 bemonsterde punten op de zoetschorren langs de Zeeschelde.

Locatie	x-coördinaat	y-coördinaat
1	137973.9	193968.8
2	136302.9	191691.7
3	136066.2	192017.8
4	135566.4	192805.2
5	135098.3	193633.4
6	133694.3	194173.5
7	132716.5	192355.8
8	132524.8	192087.1
9	130206.8	193061.5
10	129032.2	193460.3
11	127081.0	191724.7
12	126907.5	189954.3

1.2.3. Bodemanalyses

De pH_{H_2O} , pH_{CaCl_2} en elektrische geleidbaarheid (EC) van de bodem werden gemeten in een bodem:water (1:5) suspensie. Het $CaCO_3$ -gehalte werd bepaald door terugtitratie van een overmaat H_2SO_4 , toegevoegd aan 1 g luchtdroog sediment, met 0.5 M NaOH. Gloeiverlies (LOI) van het bodemmateriaal werd bepaald na het verassen van ovendroog materiaal in een moffeloven bij 550 °C. Totale organische koolstof (TOC) in de bodem werd gemeten met een TOC analysator uitgerust met een vaste monstermodule, bij 900 °C (Shimadzu 5050A, Kyoto, Japan). Organische Stof (OS) werd bepaald aan de hand van de methode van Walkley-Black (Bremner & Jenkinson, 1960), waarbij aangenomen wordt dat deze methode ongeveer 75 % van de totale hoeveelheid organische stof meet. De bodemtextuur werd bepaald met laserdiffractie (Coulter LS200, Miami, FL). De kleifractie wordt gedefinieerd als de 0-6 μm fractie. Deze fractie had een hoge correlatie met de 0-2 μm fractie, bepaald met de

conventionele pipetmethode, behalve voor bodemstalen met kleigehalten $> 50\%$ (Vandecasteele en De Vos, 2003). Totale N in de bodem (N_{bodem}) werd bepaald met een $\text{NH}_4\text{-N}$ destillatie en daarna getitreerd met boorzuur. Totale concentraties aan Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn, P en S in de bodem zijn pseudo-totale *aqua-regia*-extraheerbare concentraties gemeten met ICP-AES (Varian Liberty Series II, Varian, Palo Alto, CA). De ontsluiting werd uitgevoerd met microgolfoven (Milestone 1200 MS Mega) met het volgende programma: 250 W (5 min.), 400 W (5 min.), 600 W (5 min.), 800 W (10 min.), ventilatie (10 min.). Kwaliteitscontrole van de analyses was gebaseerd op multi-element standaarden (Merck 11355 ICP standard IV), en op externe en interne standaarden.

De accuraatheid van de analyses van de metalen werd gecontroleerd op basis van een referentie-sedimentstaal (CRM 320: “river sediment”). De gemeten waarden (in mg kg^{-1} DS) waren voor Cd: 0.53 (gecertificeerde waarde: 0.533 ± 0.026), Cu: 42.9 (gecertificeerde waarde: 44.1 ± 1.0), Zn: 124.8 (waarde voor *aqua-regia* extractie met ICP: 122), Cr: 81.7 (waarde voor *aqua-regia* extractie met ICP: 79), Ni: 57.8 (waarde voor *aqua-regia* extractie met ICP: 57), en Pb: 27.7 (waarde voor *aqua-regia* extractie met ICP: 33). De accuraatheid van de P- en S-analyse werd gecontroleerd met CRM 100 (“Beech leaves”) en CRM 101 (“spruce needles”). Waarden (in g kg^{-1} DS) voor P waren respectievelijk 1.650 en 1.760 (gecertificeerde waarde: 1.550 ± 0.040 en 1.690 ± 0.040), en voor S respectievelijk 3.121 en 1.890 (gecertificeerde waarde: 2.690 ± 0.0040 en 1.700 ± 0.040).

1.2.4. Beoordeling van de bodemkwaliteit

De beoordeling van de bodemkwaliteit is gebaseerd op de VLAREBO-wetgeving. In 1995 werd het Decreet betreffende de bodemsanering (VLAREBO) goedgekeurd. Er werden voor een groot aantal organische en anorganische stoffen achtergrondwaarden (AW) en bodemsaneringsnormen (BSN) vastgelegd. Er werd hierbij rekening gehouden met de bodemeigenschappen (kleifractie en organische stof (OS)-gehalte) en met de bestemming van het terrein (bestemmingstype). 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. Een bodemstaal wordt in dit rapport als verontreinigd beschouwd wanneer het gehalte voor 1 van de 6 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).

1.2.5. Bladanalyses

De astrest geeft een indicatie van het aandeel minerale fractie t.o.v. het organische deel van het bladmateriaal. De asrest werd bepaald na verassing van ovengedroogd materiaal in een moffeloven. verassing werd uitgevoerd bij 550 °C met graduele verhitting en afkoeling gedurende 72 uren. Totale N-concentratie in bladeren en strooisel werd gemeten volgens de Kjeldahl-methode. Total elementconcentraties in bladeren en strooisel werden geëxtraheerd met HNO₃ (p.a. 65%) en H₂O₂ (ultrapur) in een 3:1 verhouding met microgolfovendigestie (Milestone 1200 MS Mega) en gemeten met ICP-AES (Varian Liberty Series II, Varian, Palo Alto, CA). De accuraatheid van bladanalyses werden gecontroleerd a.d.h.v. BCR 60 (waterplant) voor Cd, Cu, Mn en Zn, en CRM 100 (beukenbladeren) voor Ca, Mg, Na, K, S en P. De verkregen waarden in mg kg⁻¹ DS waren 2.21 voor Cd (gecertificeerde waarde: 2.2), 54.1 voor Cu (gecertificeerde waarde: 51.2), 1747 voor Mn (gecertificeerde waarde: 1759), 325 voor Zn (gecertificeerde waarde: 313), 5443 voor Ca (gecertificeerde waarde: 5300), 878 voor Mg (gecertificeerde waarde: 878), 234 voor Na (gecertificeerde waarde: 255), 9814 voor K (gecertificeerde waarde: 9600), 2683 voor S (gecertificeerde waarde: 2690) en 1599 voor P (gecertificeerde waarde: 1550).

1.3. Resultaten

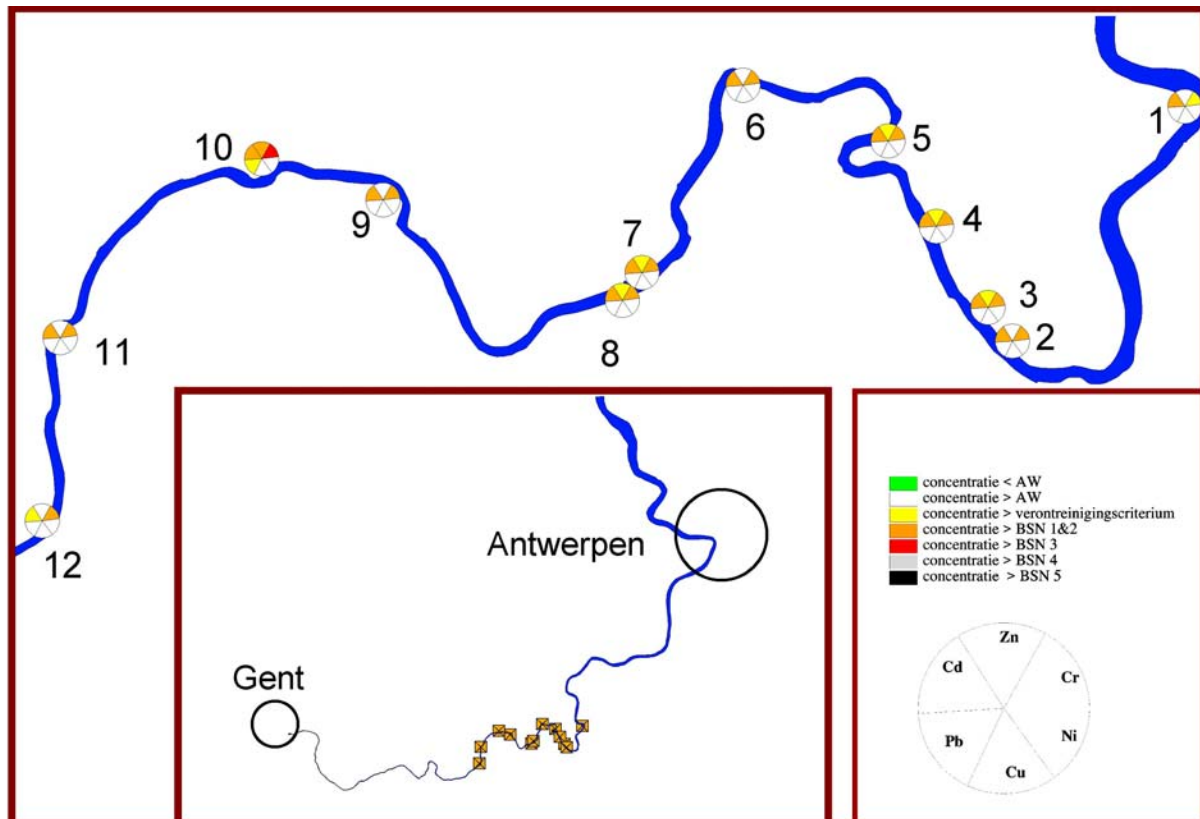
1.3.1. Bodemgegevens

In Tabel 1.2. worden de gemiddelde bodemeigenschappen per punt gegeven. De bemonsterde schorrebodems kunnen algemeen beschreven worden als kalkrijke kleibodems met een hoog OS-gehalte. Door het hoog gehalte aan CaCO₃ zijn alle bodems goed gebufferd tegen verzuring, wat blijkt uit de hoge pH-waarden. Alle bodems hebben een zeer hoog kleigehalte, met uitzondering van punt 9.

Er werd een verkennende principale componenten-analyse (PCA) uitgevoerd op de volledige dataset (12 punten x 4 bodemstalen) om de belangrijkste relaties tussen bodemparameters te bepalen. Uit Fig. 1.2. blijkt dat de metalen onderling een sterk verband vertonen, en dat er ook een sterk verband is tussen de concentraties aan metalen en het kleigehalte. Deze verbanden worden bevestigd door correlatie-analyse: er is een sterke positieve correlatie tussen de metalen onderling, variërend tussen 0.75 en 0.97. Er is ook een sterke positieve correlatie tussen klei en OS ($r = 0.937$). De metalen vertonen elk een zeer

sterke positieve correlatie met het kleigehalte, nl. 0.708, 0.581, 0.864, 0.902, 0.785 en 0.765 voor Cd, Cr, Cu, Ni, Pb respectievelijk Zn.

De beoordeling van de bodemkwaliteit volgens VLAREBO (Fig. 1.1.) wijst op verontreiniging van de schorren met Cd en Cr. Opvallend zijn de relatief lage gehalten aan Zn, die slechts bij de helft van de punten aanleiding geeft tot het overschrijden van het verontreinigingscriterium. Cu, Pb en Ni geven geen aanleiding tot het overschrijden van het verontreinigingscriterium.



Figuur 1.1. Overzicht van de punten op de zoetwaterschorren waar schietwilgen bemonsterd werden, en de beoordeling van de concentraties aan metalen volgens de criteria van het bodemsaneringsdecreet.

1.3.2. Bladgegevens

De resultaten van de bladanalyses worden samengevat in Tabel 1.3. In Figuur 1.3 worden voor Cd, Zn, Cu en S de relatie tussen bodem- en bladconcentraties getoond. Uit de figuur blijkt duidelijk dat de Cd-, Zn- en Cu-concentratie in de bladeren duidelijk lager ligt dan in de bodem, en dat de bladconcentraties onafhankelijk zijn van de bodemconcentraties. De S-concentraties zijn hoger in de bladeren dan in de bodem, en de bladconcentraties zijn ook vrij onafhankelijk van de bodemconcentraties.

Tabel 1.2. Gemiddelde bodemgegevens voor de bovenste 30 cm van de 12 bemonsterde punten op schorren langs de Zeeschelde. De waarden tussen haakjes zijn standaarddeviaties voor 4 herhalingen.

Locatie	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
CaCO ₃ (%)	10.1 (0.2)	9 (1.1)	7.4 (0.7)	8.2 (0.2)	8.3 (0.2)	9.5 (0.8)	8.3 (0.4)	7.1 (0.9)	8.8 (0.4)	10.1 (1.1)	7.6 (0.7)	7.7 (0.2)
OS (%)	9.6 (0.9)	9.1 (0.3)	11.1 (1.3)	9.1 (0.8)	7.3 (0.9)	9.8 (1.1)	8.8 (1.1)	9.1 (0.9)	6.2 (0.8)	9.6 (0.7)	9.2 (0.3)	6.6 (0.6)
Cd (mg/kg DS)	6.9 (0.5)	7.5 (1)	12.7 (1.4)	12 (0.9)	9.2 (0.7)	7.3 (0.6)	9.9 (1.4)	10.5 (1.9)	4.9 (0.6)	13.6 (0.7)	6.2 (1.6)	3.5 (0.1)
Cr (mg/kg DS)	169 (10)	262 (28)	422 (64)	352 (49)	309 (51)	315 (23)	357 (58)	389 (27)	238 (21)	691 (94)	320 (91)	192 (9)
Cu (mg/kg DS)	105 (5)	146 (10)	161 (12)	159 (5)	136 (4)	156 (14)	146 (8)	153 (14)	84 (10)	203 (12)	124 (27)	69 (2)
Ni (mg/kg DS)	39.6 (1.4)	39.9 (2.4)	46.1 (3.2)	47.4 (6)	38.4 (1.6)	42.7 (1)	43 (3.6)	43.1 (2.8)	29.5 (2.6)	50.8 (1.9)	36.6 (1.8)	26.5 (2.2)
Pb (mg/kg DS)	140 (15)	184 (9)	221 (17)	217 (16)	187 (11)	198 (9)	194 (22)	211 (9)	141 (30)	280 (9)	187 (14)	96 (6)
Zn (mg/kg DS)	747 (37)	791 (57)	1109 (89)	1032 (50)	835 (74)	864 (48)	1042 (77)	1049 (82)	622 (50)	1374 (77)	808 (129)	520 (21)
P (mg/kg DS)	6063 (275)	4840 (170)	4710 (336)	5079 (562)	4296 (153)	4642 (349)	4637 (233)	4660 (82)	3840 (275)	5894 (182)	4309 (191)	3568 (90)
N (%)	0.45 (0.06)	0.42 (0.01)	0.53 (0.04)	0.46 (0.07)	0.34 (0.04)	0.54 (0.06)	0.45 (0.06)	0.52 (0.06)	0.31 (0.03)	0.54 (0.07)	0.49 (0.01)	0.33 (0.03)
S (mg/kg DS)	2787 (163)	2739 (90)	2713 (204)	2648 (121)	2211 (84)	2597 (105)	2303 (207)	2429 (320)	2046 (162)	2930 (454)	3231 (355)	2795 (316)
pHCaCl ₂	7.1 (0.1)	6.9 (0)	7 (0)	7 (0)	7 (0)	7.1 (0)	6.9 (0.1)	7 (0.1)	7.1 (0)	7 (0)	7.1 (0)	7.2 (0)
pHH ₂ O	7.6 (0.1)	7.5 (0)	7.5 (0)	7.5 (0)	7.5 (0)	7.6 (0)	7.4 (0.1)	7.5 (0.1)	7.7 (0)	7.6 (0.1)	7.6 (0.1)	7.6 (0)
EC (µS/cm)	271 (11)	290 (18)	324 (30)	324 (82)	232 (9)	374 (48)	286 (16)	383 (143)	224 (18)	337 (75)	397 (79)	371 (55)
klei (%)	41 (3)	42 (1)	46 (2)	42 (1)	34 (3)	48 (2)	41 (2)	40 (3)	28 (3)	47 (0)	40 (2)	27 (3)
leem (%)	52 (1)	49 (1)	48 (2)	52 (1)	49 (4)	51 (1)	53 (2)	56 (0)	42 (4)	51 (1)	57 (2)	50 (4)
zand (%)	7 (3)	9 (3)	6 (3)	6 (2)	17 (6)	1 (2)	6 (3)	4 (2)	30 (7)	2 (1)	4 (1)	24 (7)

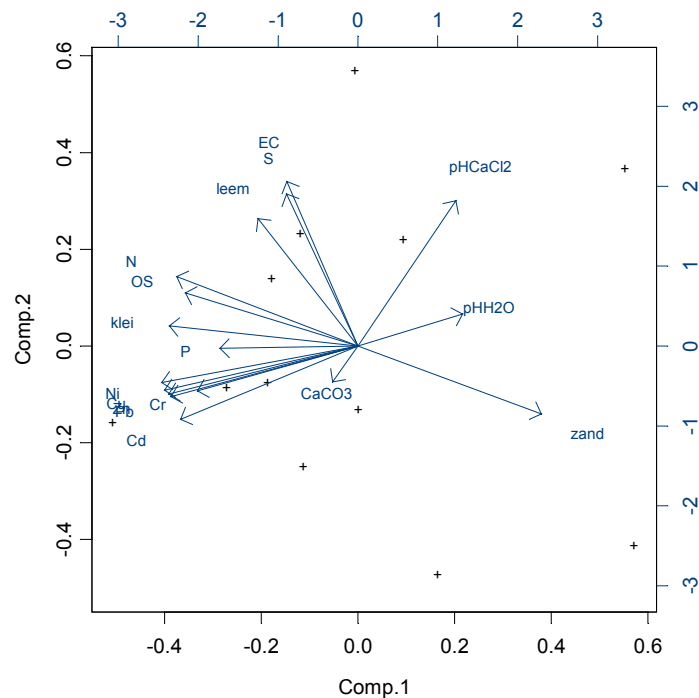


Fig. 1.2. Principale componentenanalyse (PCA) van de concentraties aan metalen en andere bodemeigenschappen voor de 12 punten op schorren langs de Zeeschelde, waarbij 74% van de variatie verklaard wordt door de eerste 2 componenten.

1.4. Bespreking

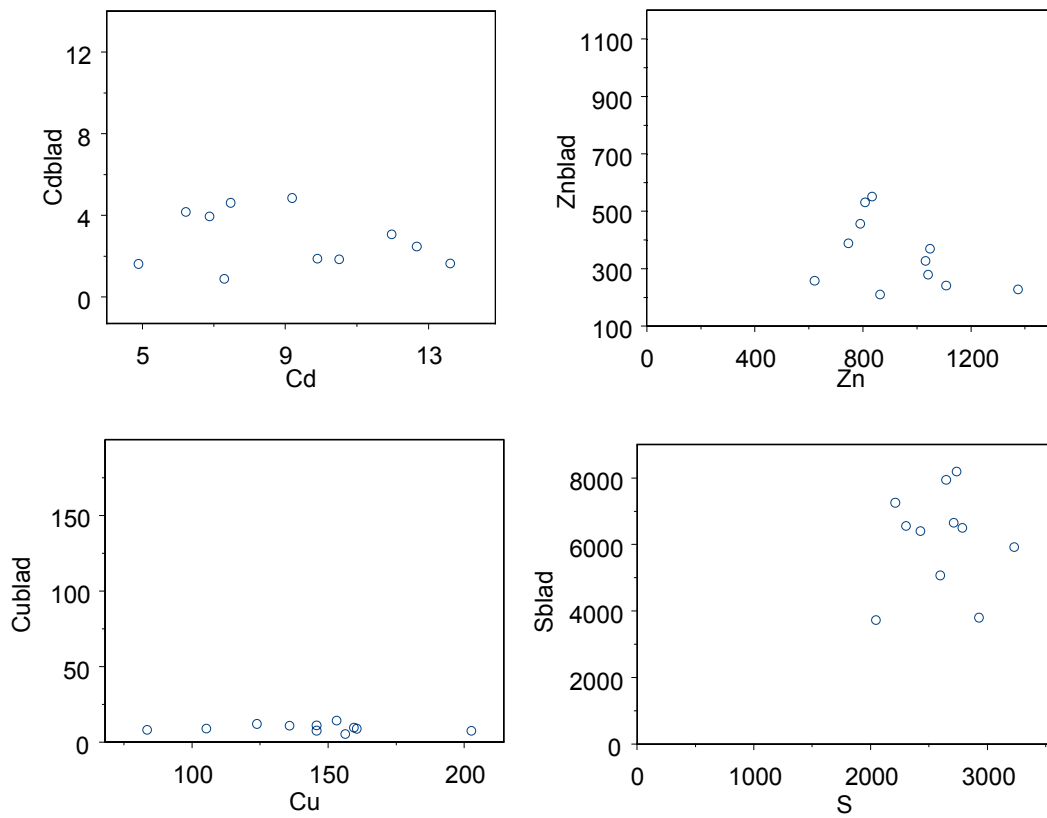
Opvallend bij de beoordeling van de bodemkwaliteit zijn de lage Zn-concentraties in vergelijking met de waarden aangetroffen bij baggergronden langs de Bovenschelde, de Leie en bij de baggergronden stroomopwaarts van het bestudeerde gebied langs de Zeeschelde (Vandecasteele et al., 2000; Vandecasteele et al., 2001). De Cd- en Cr-concentraties zijn ook lager dan de waarden die gemeten werden op de baggergronden langs de Boven- en Zeeschelde en de Leie.

Er wordt een eerder sterke binding tussen de kleifraction en de metalen vastgesteld, en de textuur vertoont een variërend patroon over de schorren, onafhankelijk van de ligging t.o.v. de monding.

De bladconcentraties aan metalen bij Schietwilg vertonen geen duidelijk verband met de bodemconcentraties. In vergelijking met de bodemconcentraties zijn de concentraties aan Cd, Zn en Cu lager in de bladeren. De bladconcentraties voor de zoetwaterschorren langs de Zeeschelde worden met andere verontreinigde en niet-gecontamineerde bodems vergeleken in Hoofdstuk 5.

Tabel 1.3. Bladconcentraties aan metalen en andere elementen bij Schietwilg op 11 schorren langs de Zeeschelde. De waarden tussen haakjes zijn standaarddeviaties voor 4 afzonderlijk bemonsterde bomen.

Locatie	N (%)	DA:DS (%)	S (mg/kg DS)	P (mg/kg DS)	Zn (mg/kg DS)	Cd (mg/kg DS)	Cu (mg/kg DS)	K (mg/kg DS)	Mn (mg/kg DS)
1	2.5 (0.2)	10.3 (0.4)	6496 (830)	2352 (182)	388 (151)	3.9 (1.6)	9 (2.7)	19352 (4477)	22.5 (8)
2	2.9 (0.1)	9 (0.5)	8189 (1539)	2940 (170)	456 (71)	4.6 (1.7)	11.1 (1.1)	18522 (1863)	24.2 (5.5)
3	2.7 (0.3)	8.9 (0.2)	6652 (1404)	2680 (198)	241 (83)	2.5 (0.6)	8.8 (2)	15741 (3366)	33.6 (4.6)
4	2.6 (0.4)	9.1 (0.6)	7942 (1180)	3453 (724)	327 (75)	3 (1.5)	9.6 (0.6)	21217 (3778)	33.7 (10.8)
5	2.7 (0.3)	9 (1.3)	7254 (1220)	3315 (1851)	551 (52)	4.8 (1.9)	10.8 (1.5)	15880 (6210)	126.3 (21.6)
6	2.4 (0.3)	9.2 (1.2)	5065 (700)	3341 (268)	209 (56)	0.9 (0.3)	5.3 (0.4)	15135 (2386)	50.9 (10.1)
7	2.5 (0.2)	8.9 (0.6)	6555 (835)	3242 (919)	280 (63)	1.9 (1.1)	7.6 (1.9)	20037 (3888)	45.9 (12.8)
8	2.8 (0.3)	8.9 (0.3)	6398 (764)	2429 (477)	369 (88)	1.8 (0.6)	14.3 (8.1)	16039 (692)	253.7 (44.4)
9	2.7 (0.1)	7.2 (0.8)	3725 (848)	2516 (560)	257 (147)	1.6 (1.6)	7.9 (1.9)	13682 (2764)	22 (5.4)
10	2.7 (0.2)	8.7 (1.1)	3794 (425)	3162 (541)	227 (51)	1.6 (0.2)	7.4 (0.9)	18431 (3876)	45.4 (21.9)
11	2.8 (0.4)	8.7 (1.2)	5915 (446)	3095 (678)	530 (103)	4.1 (1.9)	11.9 (1.3)	18405 (5666)	38.7 (21.5)



Figuur 1.3. Relatie tussen bodem- en bladconcentraties voor Cu, S, Cd en Zn (mg/kg droge bodem of mg/kg DS) voor 12 punten op zoetwaterschorren waar Schietwilg bemonsterd werd in de tweede helft van augustus. Elk punt is het gemiddelde van 4 bodem- en 4 bladstalen.

HOOFDSTUK 2. BODEMKARAKTERISATIE VAN HET BAGGERSTORTTERREIN ‘BOLVEERPUT’ IN SEMMERZAKE EN EEN EERSTE EVALUATIE VAN ECOLOGISCHE RISICO’S

2.1. Inleiding

Op het baggerstortterrein ‘Bolveerput’ (13.3 ha) met een afwisseling van moeraszones en meer verruigde delen (Fig. 2.1.) dient een afweging te gebeuren tussen ecologische waarden van de vegetatieontwikkeling en ecologische risico’s van de hoge concentraties aan metalen in de bodem. Het terrein ‘Bolveerput’ werd aangelegd in een voormalige zandwinput. Er werd specie gestort van baggerwerken in de Bovenschelde omstreeks 1995. Op het terrein ontwikkelde zich een moeraszone met verspreide exemplaren van Grauwe wilg (*Salix cinerea*) en plaatselijk vrij dichte wilgenbossen met hoofdzakelijk Schietwilg (*Salix alba*). Dit terrein heeft een groene nabestemming volgens het gewestplan.

Voor dit terrein staat de volgende vraag centraal: vormen spontane wilgenbossen op verontreinigde baggergronden een dergelijk risico dat het aanbrengen van een ondoordringbare afdeklaag noodzakelijk is? Er dient hierbij een afweging gemaakt te worden tussen ecologische waarden en ecologische risico’s van spontane wilgenverbossingen op verontreinigde baggergronden, waarbij beheersmaatregelen in functie van risicobeperking uitgewerkt dienen te worden.

In dit hoofdstuk worden 2 doelstellingen naar voor geschoven. Enerzijds wordt er een algemeen beeld gevormd van de chemische en fysische bodemtoestand aan de hand van bodemstaalnames van de 0-30 cm laag op 30 punten verspreid over de verschillende zones van het gebied. Anderzijds worden bladstalen van Grauwe wilg (*S. cinerea* L.) verzameld om een beeld te krijgen van de biobeschikbaarheid van de metalen. De bladconcentraties die op dit terrein (code BAG2 in Hoofdstuk 5) gemeten werden, worden in Hoofdstuk 5 vergeleken met bladconcentraties voor Grauwe wilg op andere baggerspeciéstorten, verontreinigde alluviale gebieden en gebieden met achtergrondcontaminatie (referentiegebieden). De gegevens voor plot ‘cin1’ met een zandige textuur, worden in Hoofdstuk 5 echter buiten beschouwing gelaten.

2.2. Materiaal en methoden

Voor de algemene bodemkarakterisatie werden er 30 punten geselecteerd die verspreid liggen over het hele terrein (Fig. 2.2.). Op elk punt werd op 7 juli 2003 de bovenste 30 cm van het bodemprofiel bemonsterd met een steekguts, waarbij elk staal samengesteld werd uit 4 afzonderlijke deelstalen verzameld binnen een cirkel met diameter 1 m. Indien er zich plantenresten aan het bodemoppervlak bevonden, werden deze eerst verwijderd. Op 3 punten in het moerassige deel was het echter niet mogelijk om bodemstalen te verzamelen. Het materiaal van deze stalen werd gebruikt voor chemische analyses en textuurbepalingen.

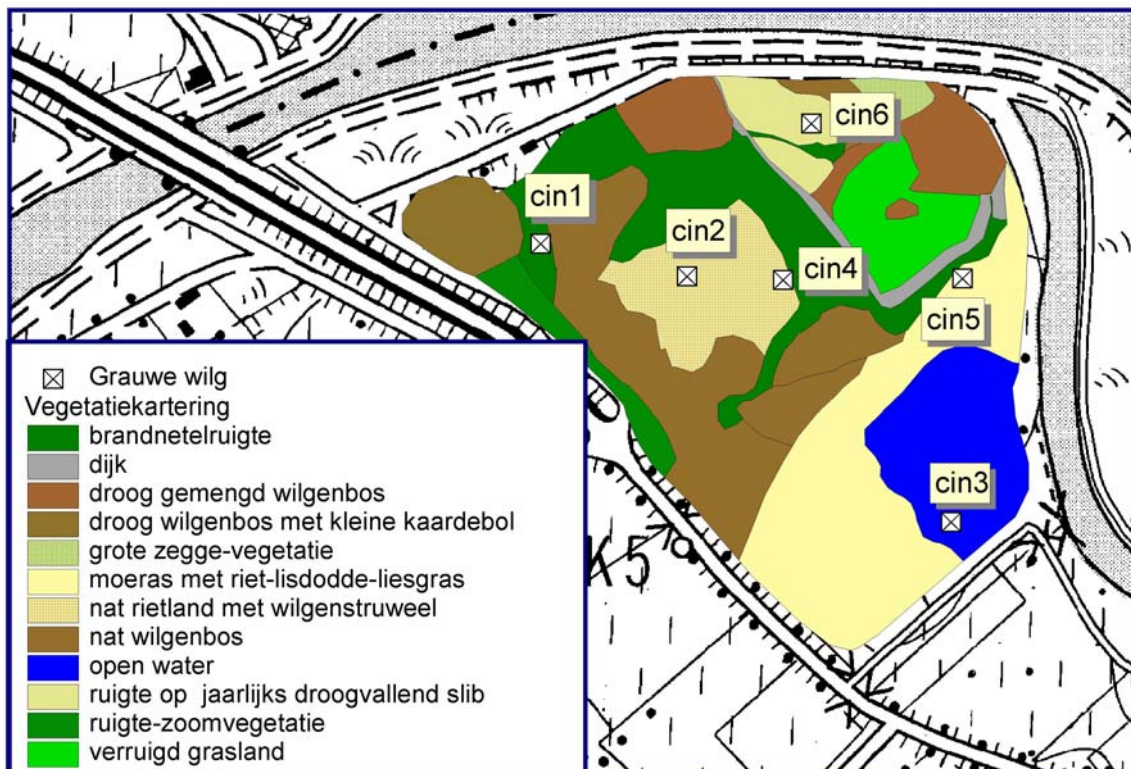
De bodemfysische eigenschappen van het baggerstortterrein 'Bolveerput' werden bepaald op basis van metingen van de bodemdichtheid, de indringingsweerstand (IW) en het gravimetrisch vochtgehalte in februari 2004. Op elk van de 30 punten (Fig. 2.2.) werd een ongestoord ringmonster van 100 cm³ aan het bodemoppervlak (0-5 cm) genomen en gebruikt voor de bepaling van de bodemdichtheid (ISO 11272). Op deze punten werd gelijktijdig eveneens de indringingsweerstand gemeten met een Eijkelkamp penetrometer (Eijkelkamp Agrisearch Equipment, Giesbeek, Nederland) wanneer de bodem zich op veldcapaciteit bevond. Dit toestel laat toe waarden te registreren met een interval van 1 cm tot op een diepte van 80 cm. Een conus met een opp. van 1 cm² en een hoek van 60° werd hierbij gebruikt. De indringing in de grond gebeurde met een snelheid van 20 ± 5 mm/s. Per punt werden 4 afzonderlijke metingen uitgevoerd binnen een cirkel met een diameter van 1 meter. Voor de meting van de indringingsweerstand werd het gemiddelde voor de 0-50 cm laag van de 4 herhalingen (metingen met een 1 cm interval) gebruikt als de waarde voor de locatie.

Aan de hand van wilgen werd de biobeschikbaarheid van de metalen in de bodem beoordeeld. Op 6 locaties op het terrein (Fig. 2.1.) werden 4 exemplaren van *S. cinerea* L. (Grauwe wilg) geselecteerd en werden bladeren bemonsterd in de tweede helft van augustus 2002. Op elk van de 6 punten werd de bovenste 30 cm van het bodemprofiel met 3 herhalingen bemonsterd. Begin april 2003 werd op deze punten ook de redoxpotentiaal (Eh) en de waterhoogte boven het bodemoppervlak gemeten. De redoxpotentiaal werd met 4 herhalingen gemeten op een diepte van 5 cm met een gecombineerde redox-elektrode (platina en Ag/AgCl referentie-elektrode; HANNA instruments, HI 3131B) en een WTW multiline P3 meter, en de waarden werden gecorrigeerd t.o.v. de standaard waterstof-elektrode.

De standaard bemonsteringsstrategie van de bladeren richt zich op individuele wilgen. Ten minste 4 takken van verschillende hoogtes en posities in de wilg werden bemonsterd. Om de variabiliteit geassocieerd met de bemonstering in te schatten, werden 4 verschillende

bomen of struiken van dezelfde wilgensoort en ongeveer dezelfde leeftijd en dimensie bemonsterd binnen een cirkel met een diameter van 15 m rond het punt waar de bodemstalen verzameld werden. De bladstalen werden verzameld in de tweede helft van augustus 2002 (week 33) met een uitschuifbare boomzaag (Blair, 1995). Ongeveer 1000 cm³ bladstalen werden verzameld per boom op elke bemonsterde locatie. De bladeren werden niet gewassen. De bladstalen werden daarna gedroogd gedurende 7 dagen bij 40 °C en gemalen (Pulverisette 14, Fritsch, Idar-Oberstein, Duitsland).

De analysemethoden voor bodem en bladeren, en de beoordeling van de bodemconcentraties aan metalen werden reeds in Hoofdstuk 1 besproken.



Figuur 2.1. Vegetatiekaart van de Bolveerput (de vegetatiekartering werd uitgevoerd door Frederic Piesschaert (IN)), met aanduiding van de 6 punten waar telkens 4 exemplaren van Grauwe wilg bemonsterd werden.

2.3. Resultaten

2.3.1. Hydrologische toestand van het terrein

Na het opspuiten en het bezinken van de baggerspecie staat er een laag water op het landgeborged sediment. Het sediment in de waterloop (vóór het baggeren) was gereduceerd, en na het opspuiten blijft het sediment (baggerspecie) gereduceerd. Bij het beëindigen van de

opspuitingen gaat men het terrein ontwateren zodat het sediment van boven af begint uit te drogen en te oxideren, en waardoor het sediment ook compacter wordt. Vanaf ongeveer een meter diepte is het slib echter nog steeds gereduceerd, en de juiste diepte van de reductie varieert: in de winter en het voorjaar staan bepaalde delen van het terrein onder water, en hierdoor zijn de bovenste lagen van de bodem ook gereduceerd. De diepere gereduceerde laag (met een intense zwarte kleur) blijft altijd gereduceerd en zal een lagere redoxpotentiaal hebben dan de bovenste bodemlaag in de winter. Er is nog geen sprake van echte bodemprofielontwikkeling met uitzondering van oxidatie/reductie-reacties. Aangezien de bodem over het hele profiel zeer donker is, is profielontwikkeling niet duidelijk waarneembaar.

Het water is regenwater dat op het bodemoppervlak blijft staan omdat de kleibodem zo ondoordringbaar is en omdat het water niet via oppervlakkige ontwatering afgevoerd kan worden. Tijdens het voorjaar en de zomer daalt het waterpeil door verdamping zodat de bodem droogvalt, tot er in de late herfst en de winter weer een regenoverschot is en grote delen van het terrein onder water lopen. De afwisseling van moerasomstandigheden en droge bodemcondities zijn dus niet het gevolg van grondwaterschommelingen.



Fig. 2.2. Nummering van de 27 bemonsterde punten.

2.3.2. Bodemgegevens

De bodemkarakteristieken worden samengevat in Tabel 2.1. Voor de meeste bodemeigenschappen is er een vrij grote spreiding van de gegevens. Er is echter 1 bodemmonster in de dataset met sterk afwijkende eigenschappen, nl. punt BVPS20 met een zeer hoog zandgehalte (75%) en een relatief laag CaCO₃-gehalte (2.2%). In Figuur 2.3. wordt het kleigehalte en de Cd-concentratie per punt gevisualiseerd. Uit deze figuur blijkt duidelijk dat het kleigehalte bij het grootste deel van het terrein vrij hoog is, met uitzondering van het noordwestelijk deel en het donkergroen gekleurde deel. Dit laatste deel ligt duidelijk hoger dan de rest. Het is niet duidelijk of dit deel al dan niet afgegraven geweest is bij de zandwinning, of als het achteraf terug opgehoogd werd. Uit Figuur 2.3. en Figuur 2.4. blijkt alvast dat de bovenste 30 cm van het bodemprofiel op dit deel niet verontreinigd is.

Het noordwestelijk deel met een lager kleigehalte is waarschijnlijk de plaats waar zich bij de opspuitingen de spuitmond bevond. Door de opspuiting en de fractiescheiding die dat veroorzaakt, ontstaat een zandplaat, terwijl de fijnere textuurfracties in het sediment (leem- en kleifractie) verder getransporteerd worden bij het opspuiten. Het hoge kleigehalte gaat gepaard met een duidelijke vochtgradiënt, die weerspiegeld wordt in de droge stofgehalten van de bodemstalen, en uiteindelijk ook de vegetatieontwikkeling bepaalt. De hoogste kleigehalten worden in het zuidoostelijk deel gemeten. Dit is het deel van het gebied dat tijdens het groeiseizoen grotendeels onder water staat. De bodem van het moerassig deel van het terrein (jaarrond onder water) kon niet bemonsterd worden. In het noordelijk deel t.o.v. het opgehoogde stuk werd er eveneens een hoog kleigehalte gemeten. Dit deel staat tijdens de winter en tijdens een belangrijk deel van de lente onder water.

Er werd een verkennende principale componenten-analyse (PCA) uitgevoerd op de volledige dataset (27 bodemstalen) om de belangrijkste relaties tussen bodemparameters te bepalen. Uit Fig. 2.5. blijkt duidelijk dat de textuuras (klei-zand) zeer sterk bepalend is voor alle andere bodemeigenschappen. Dit wordt bevestigd door de hoge verklarende waarde van deze as (70% van de totale variabiliteit). Zelfs wanneer de 3 niet-gecontamineerde bodemstalen van het hoger gelegen deel weggelaten worden, blijft de sterke positieve relatie tussen klei- en OS-gehalte enerzijds en de metaalconcentraties anderzijds overduidelijk (Fig. 2.6.).

Fig. 2.3. illustreert duidelijk het positieve verband tussen kleigehalte en concentraties aan metalen (hier voor Cd) in de bodem. De beoordeling van de bodemconcentraties aan metalen (Fig. 2.4.) toont een belangrijke verontreiniging van de baggerspecie met Cd, Cr en

Zn. Vooral voor Cr is duidelijk dat de hoogste verontreiniging gemeten wordt op punten met een hoog kleigehalte.

Tabel 2.1. Beschrijvende statistieken voor de 27 bodemstalen (0-30 cm diepte) van het stortterrein ‘Bolveerput’.

	Minimum	10e percentiel	Gemiddelde	Mediaan	90e percentiel	Maximum
Cd (mg/kg DS)	0.5	1.5	9.0	9.3	15.2	18.9
Cr (mg/kg DS)	32	98	355	399	516	636
Cu (mg/kg DS)	8	17	139	154	216	260
Ni (mg/kg DS)	9	17	33	37	46	50
Pb (mg/kg DS)	7	22	112	126	149	181
Zn (mg/kg DS)	47	169	874	941	1412	1665
S (mg/kg DS)	217	404	1765	1934	2871	3667
P (mg/kg DS)	390	1111	3326	3507	4875	5751
Ca (mg/kg DS)	17865	28676	42621	41992	53277	68081
K (mg/kg DS)	1102	1774	4511	4886	6873	7530
Mg (mg/kg DS)	1373	2958	4337	4579	5570	5716
Na (mg/kg DS)	34	59	226	244	344	403
Fe (mg/kg DS)	4051	8127	25170	28238	35436	41200
Mn (mg/kg DS)	183	354	594	618	750	922
CaCO ₃ (%)	2.2	7.4	10.5	11.3	13.0	13.9
pHH ₂ O	7.3	7.5	7.6	7.6	8.2	8.4
pHCaCl ₂	7.0	7.1	7.3	7.2	7.5	7.7
EC(μ S/cm)	66	122	379	329	773	1331
kjN (%)	0.10	0.13	0.36	0.40	0.49	0.58
LOI (%)	3.4	6.2	12.9	14.1	17.3	19.3
TOC (%)	0.7	0.9	4.9	5.8	7.3	7.7
OS (%)	1.3	2.0	7.2	8.3	10.0	11.8
klei (%)	7	20	37	40	50	52
leem (%)	19	39	49	51	56	60
zand (%)	0	1	14	6	40	75

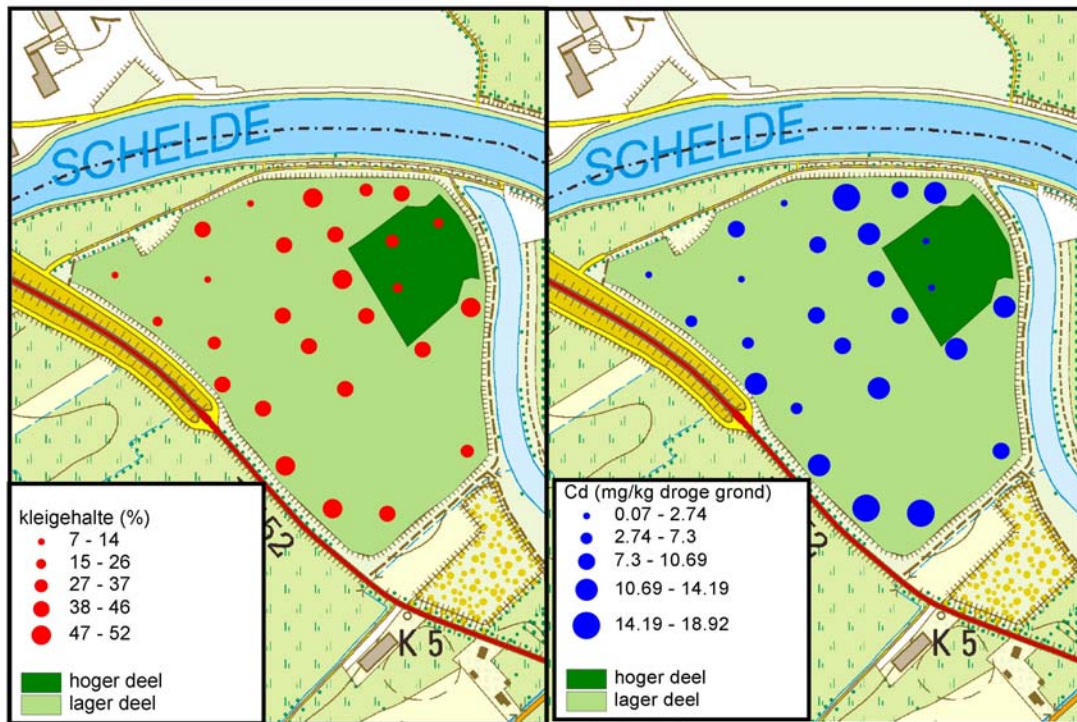
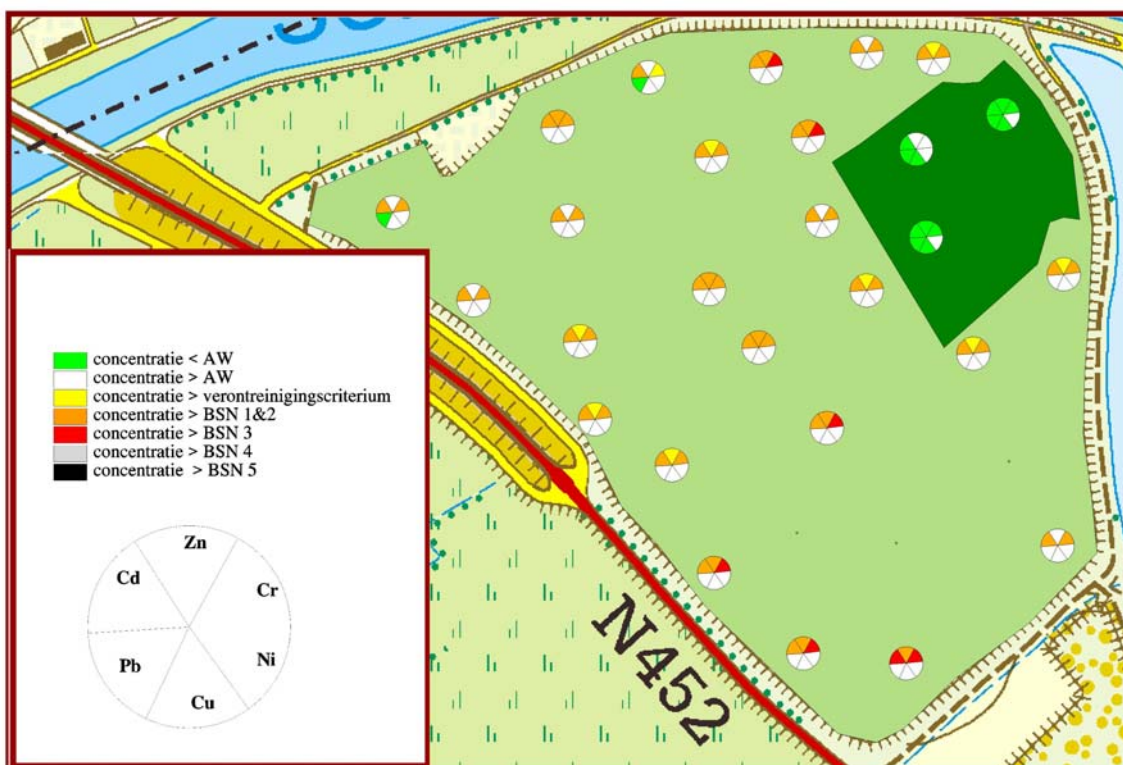


Fig. 2.3. Schematische weergave van het kleigehalte en de Cd-concentratie in de bovenste 30 cm van de 27 bemonsterde punten.



Figuur 2.4. Overzicht van de punten waar de bodem (0-30 cm diepte) bemonsterd werd, en de beoordeling van de concentraties aan metalen volgens de criteria van het bodemsaneringsdecreet.

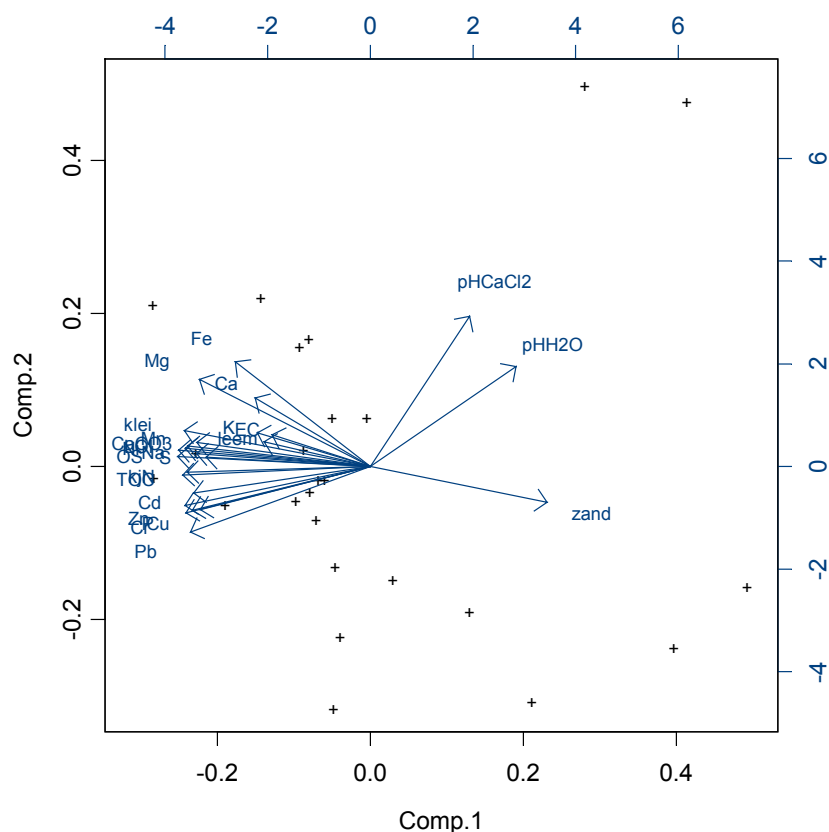


Fig. 2.5. Principale componentenanalyse (PCA) van de concentraties aan metalen en andere bodemeigenschappen voor 26 punten op het stortterrein ‘Bolveerput’, waarbij 78% van de variatie verklaard wordt door de eerste 2 componenten, en meer dan 70% door de eerste component.

De waarden voor dichtheid en indringingsweerstand (Fig. 2.7.) waren het hoogst voor het zandlemige deel van het stortterrein (noordwestelijk deel). De dichtheid (Fig. 2.7.) was het laagst voor het natste deel van het terrein (zuidoostelijk deel). De maximale waarden voor IW zijn duidelijk lager dan waarden die wijzen op bodemcompactie (> 2-3 MPa). Er werd ook een sterk positief verband vastgesteld tussen de bodemdichtheid van de ringmonsters en het vochtgehalte bepaald op dezelfde monsters (Fig. 2.7.). De gemiddelde waarden voor de indringingsweerstand per locatie waren vergelijkbaar met gegevens voor baggergronden in Illinois (Darmody en Marlin, 2002). Vroeger werd de bodemdichtheid reeds bepaald voor 8 zandlemige baggergronden en 11 baggergronden met een zware kleitextuur (Vandecasteele et al., 2002). De dichtheid varieerde tussen 1000 en 1300 kg/m³ op de zandlemige terreinen, en tussen 750 en 1050 kg/m³ op de terreinen met een zware kleitextuur. In vergelijking met deze

gegevens valt op dat de bodemdichtheid vooral laag is voor het moerassige deel met een hoog kleigehalte.

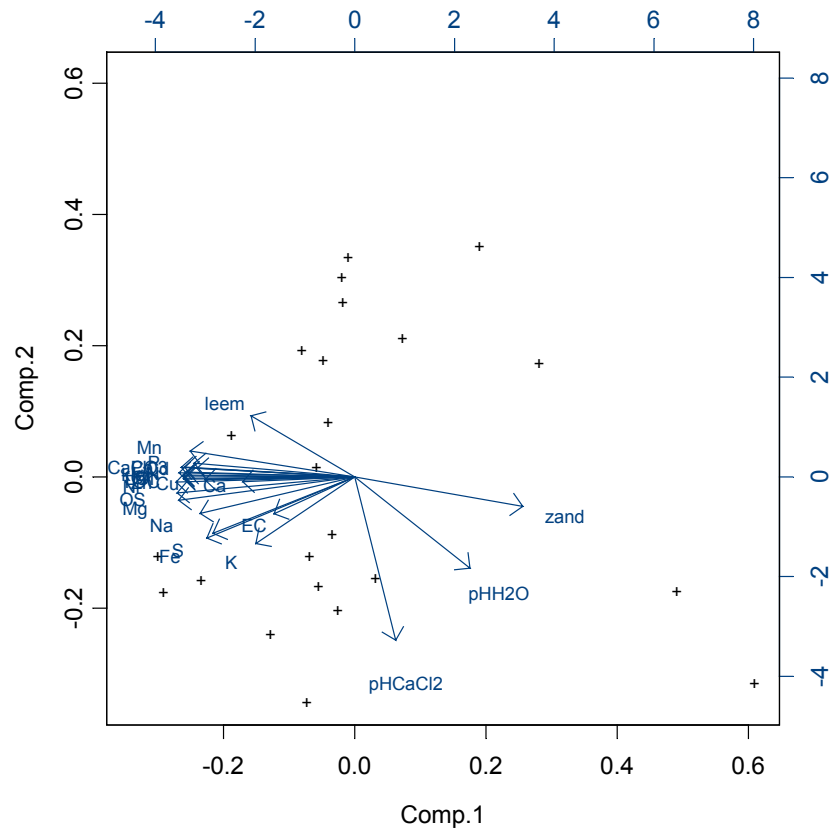


Fig. 2.6. Principale componentenanalyse (PCA) van de concentraties aan metalen en andere bodemeigenschappen voor 24 punten in het lage deel van het stortterrein ‘Bolveerput’. Meer dan 70% van de variatie werd door de eerste component verklaard.

2.3.3. Bladgegevens

De bodemgegevens van de 6 locaties waar Grauwe wilg bemonsterd werd, worden in Tabel 2.2. gegeven. Plot cin1 heeft een zandige, droge bodem met een eerder geringe contaminatie. De andere plots bevinden zich op kleibodems met duidelijk verhoogde gehalten aan metalen, en verschillen onderling enkel in de duur van waterverzadiging van de bodem. De bodem bij cin5 was reeds drooggevallen begin april, en vertoonde een redoxpotentiaal typisch voor aërobe (geoxideerde) bodems. De redoxpotentiaal voor cin2, cin3, cin4 en cin6 daarentegen wijzen op reductieprocessen die aan de gang zijn. De bodem van cin6 stond het meest onder water (30 cm begin april) maar dit was ook de locatie die zeer snel terug droog

kwam te staan. De bodem van cin3 daarentegen stond in augustus nog steeds onder water, en bevindt zich in het gedeelte dat door riet gedomineerd wordt.

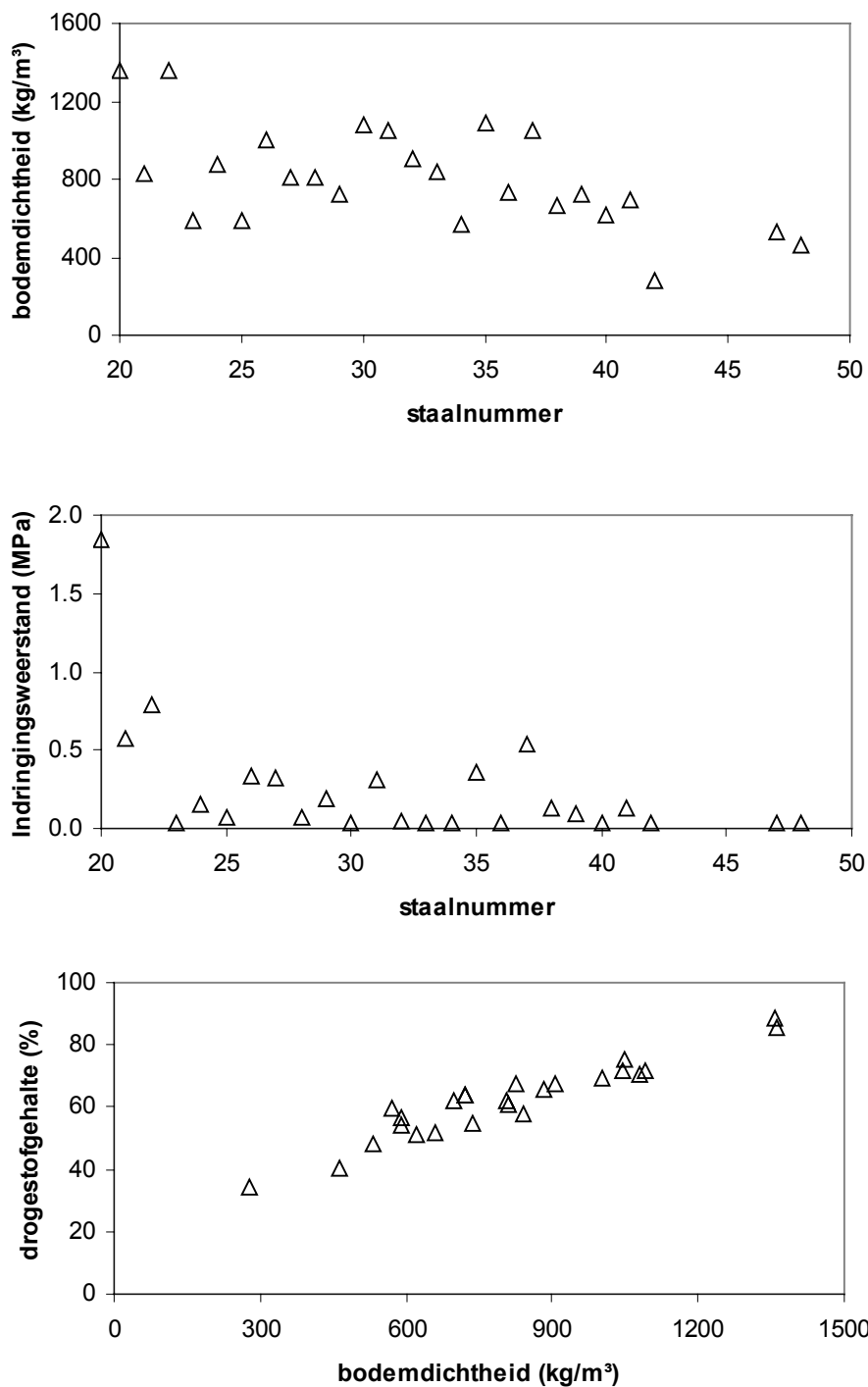


Fig. 2.7. Bodemdichtheid van de bovenste 5 cm van het bodemprofiel (bovenste figuur) en maximale indringingsweerstand tussen 0 en 50 cm diepte (midden) voor 27 punten (nummering: zie figuur 2.2.), en de relatie tussen bodemdichtheid en drogestof-gehalte voor deze stalen (onderste figuur).

Een eerste vaststelling is dat er bij veel plots een vrij grote spreiding in bladconcentraties tussen de 4 bomen gemeten wordt. Deze spreiding is groot voor Cd, Zn, Mn, S, P, K en Ca (Fig. 2.8., Fig. 2.9.), maar duidelijk beperkt voor Cu (Fig. 2.8.).

Een tweede vaststelling is dat de zandige bodem cin1 met geringe contaminatie leidt tot zeer hoge Cd-, Zn- en Cu-concentraties in de bladeren (Fig. 2.8.). Een andere opvallende vaststelling is dat de Cd- en Zn-concentraties in de bladeren bij cin3 merkkelijk lager zijn dan bij de andere plots. De Mn-concentraties in de bladeren zijn relatief laag voor cin1 en cin5. De patronen voor S, P, K en Ca zijn vrij variabel ((Fig. 2.9.).

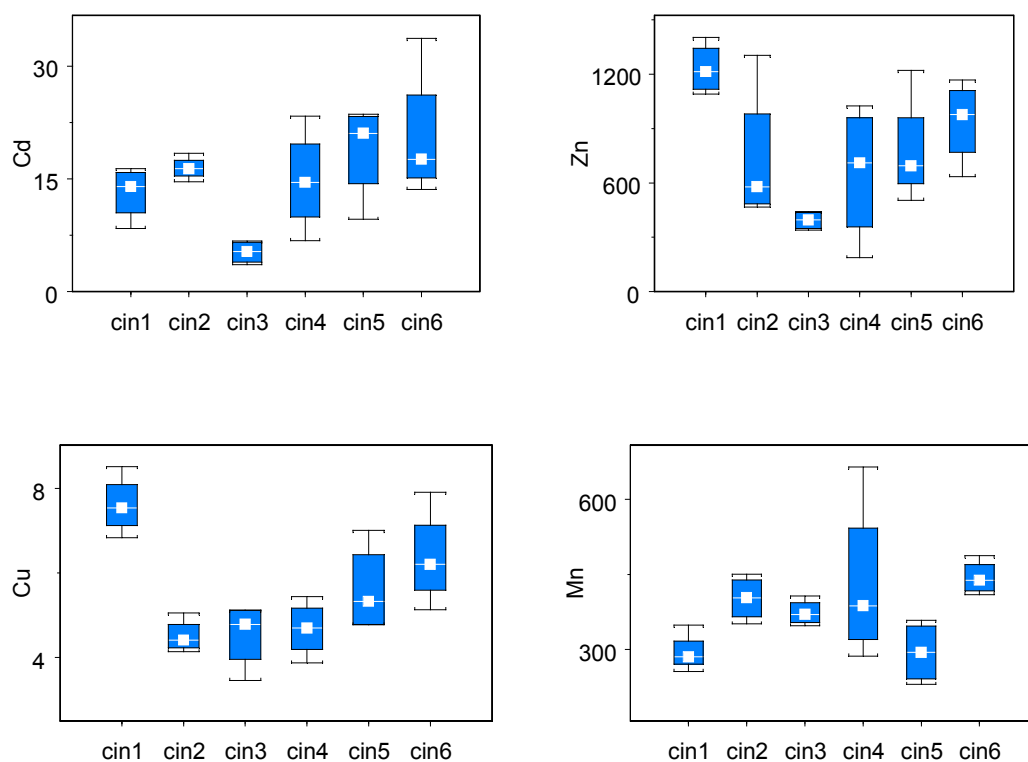


Fig. 2.8. Bladconcentraties (mg/kg DS) aan Cd, Zn, Cu en Mn bij Grauwe wilg (4 bemonsterde bomen) op 6 locaties op het baggerstortterrein ‘Bolveerput’.

Tabel 2.2. Bodemeigenschappen van de plaatsen waar Grauwe wilg met 4 herhalingen bemonsterd werd. Elk punt werd met 3 herhalingen bemonsterd, en het gemiddelde wordt in de tabel weergegeven. De bemonsterde locaties zijn aangeduid op Fig. 2.1.

	cin1	cin2	cin3	cin4	cin5	cin6
waterhoogte (cm)	0	15	25	10	0	30
Eh (mV)	474	129	135	25	469	106
klei (%)	11	36	39	37	42	33
leem (%)	27	59	57	59	54	56
zand (%)	62	5	5	4	4	12
OS (%)	1.9	8.2	9.3	8.6	8.2	8.2
CaCO ₃ (%)	6.3	11.8	11.6	11.6	11.4	9.9
EC (µS/cm)	101	1281	824	603	322	1316
pHH ₂ O	7.9	7.3	7.4	7.5	7.5	7.2
pHCaCl ₂	7.0	7.2	7.2	7.1	7.1	7.2
N (%)	0.08	0.40	0.45	0.42	0.43	0.38
P (mg/kg droge grond)	1444	3583	4466	3564	4530	3720
S (mg/kg droge grond)	520	3575	3165	2653	2216	3556
Mn (mg/kg droge grond)	300	615	815	644	822	744
Cu (mg/kg droge grond)	39	190	168	184	134	104
Cr (mg/kg droge grond)	149	398	522	410	468	374
Pb (mg/kg droge grond)	64	141	165	140	133	105
Ni (mg/kg droge grond)	18	37	43	38	44	28
Zn (mg/kg droge grond)	329	1089	1342	971	1148	858
Cd (mg/kg droge grond)	1.9	9.4	14.7	9.1	14.3	10.7

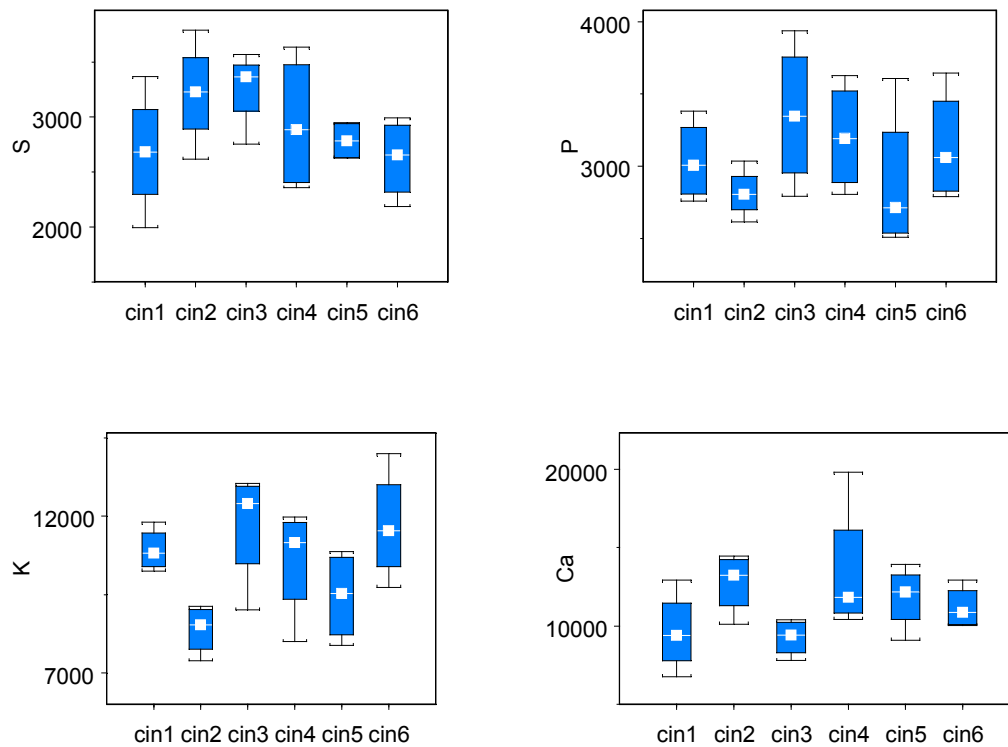


Fig. 2.9. Bladconcentraties (mg/kg DS) aan S, P, K en Ca bij Grauwe wilg (4 bemonsterde bomen) op 6 locaties op het baggerstortterrein ‘Bolveerput’.

Uit Fig. 2.10. blijkt dat niet alleen de totale bodemconcentratie de bladconcentraties bepalen, maar dat ook redoxpotentiaal en textuur een belangrijke rol spelen bij het verklaren van de biobeschikbaarheid. De hoogste concentraties aan Cd, Zn en Cu worden gemeten bij de zandbodems met de laagste bodemconcentraties. De laagste bladconcentraties worden gemeten op de plaats met de hoogste totale bodemconcentraties, maar waar het hoge kleigehalte, de natte bodemomstandigheden en de resulterende lage redoxpotentiaal de biobeschikbaarheid beperken.

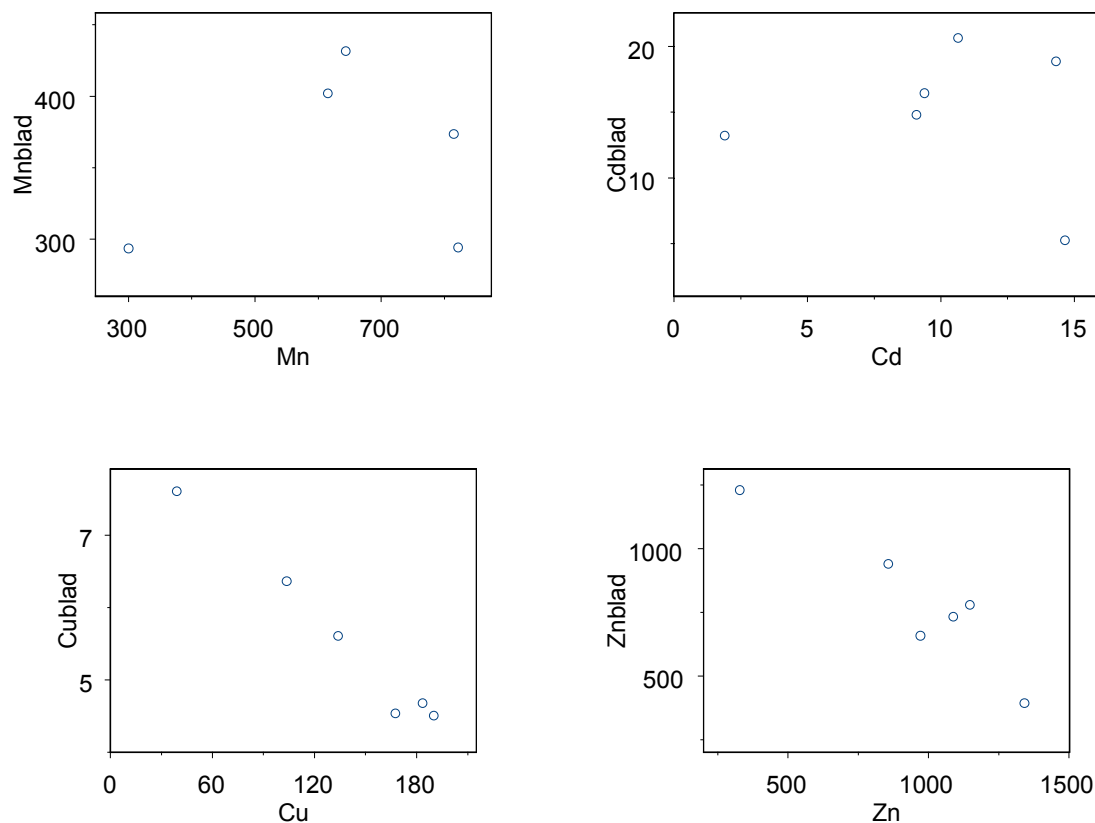


Fig. 2.10. Relatie tussen bodem- en bladconcentraties voor Grauwe wilg (mg/ kg droge grond respectievelijk droge stof). Elk punt is het gemiddelde van 4 bodemstalen en 4 bladstalen van afzonderlijk bemonsterde grauwe wilgen.

2.4. Ecologische risico's

Er werden CaCO_3 -gehalten tussen 6.4 en 14% gemeten en de waarden volgden de textuurgradiënt. De hoogste waarden bij de bodems met een hoog kleigehalte. De pH- H_2O -waarden liggen ook steeds hoger dan 7.4 (punt BVPS20 was hierop een uitzondering). In deze omstandigheden zijn de meeste metalen minder beschikbaar voor uitloging en voor planten en bodemorganismen. De bodem heeft dus nog een voldoende grote carbonaatbuffer, en de potentiële risico's zijn afhankelijk van de snelheid waarmee de carbonaatbuffer uit de bovenste bodemlaag verdwijnt. De bodemverzuring leidt tot een hogere beschikbaarheid van metalen en verloopt het snelst in de delen met een regelmatige afwisseling van geoxideerde (droge bodem) en gereduceerde (waterverzadigde bodem) omstandigheden (Dirksz et al., 1990; van den Berg & Loch, 2000). In het geval van het stortterrein 'Bolveerput' is dit vooral belangrijk voor het centrale deel met sterk wisselende hydrologische omstandigheden.

Planten en bodemorganismen staan in rechtstreeks contact met het verontreinigde bodemsubstraat, wat kan leiden tot verhoogde weefselconcentraties en toxiciteit voor de bestudeerde organismen. 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.

Bij het onderzoek naar de biobeschikbaarheid van metalen voor planten en bodemorganismen (de lagere schakels in de voedselketen) op baggergronden werd er 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. Daarnaast 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.

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 het functioneren van het groter geheel niet mag verhinderen, kunnen deze terreinen mits een beheer gericht op risicobeperking zeker ingepast worden. 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.

2.5. Bespreking

Het stortterrein 'Bolveerput' vertoont een duidelijke gradiënt in textuur, bodemverontreiniging en hydrologische toestand, met enerzijds een relatief droog, zandig deel met lage bodemconcentraties aan Cd, Cr en Zn, en anderzijds een moerassig deel op een zware kleibodem met hoge bodemconcentraties aan Cd, Cr en Zn. Het tussenliggende deel

heeft eveneens een kleitextuur en wordt gekenmerkt door bodemverontreiniging, maar hier varieert de hydrologie sterk gedurende het groeiseizoen.

De biobeschikbaarheid van Cd en Zn, bepaald aan de hand van bladconcentraties bij Grauwe wilg, vertoont een heel ander beeld: de hoogste bladconcentraties worden gemeten in het zandige en droge deel van het terrein, terwijl in het natste deel op de kleibodem met hoge metaalconcentraties de laagste bladconcentraties gemeten worden. Zowel de kalkrijke kleibodem als de hydrologische omstandigheden die leiden tot lagere redoxpotentialen in de bodem, kunnen hiervoor de oorzaak zijn. Uit de verwerking van de bladgegevens blijkt dus dat verder onderzoek naar de invloed van de hydrologie en de redoxpotentiaal op de biobeschikbaarheid van Cd en Zn voor Grauwe wilg aangewezen is.

Naast de bodemchemische metingen zijn bodemfysische metingen zoals bodemdichtheid en indringingsweerstand interessante verklarende parameters die, samen met het gravimetrisch vochtgehalte, aanvullende informatie geven over de invloed van de hydrologische toestand van het terrein op de bodemontwikkeling en de biobeschikbaarheid.

HOOFDSTUK 3. BODEMKARAKTERISATIE EN BIOBESCHIKBAARHEID VAN METALEN VOOR WILGEN OP HET STORTTERREIN ‘NIEUWE STEDE’ IN WOUMEN

3.1. Inleiding

Baggerstortterreinen hebben een aantal specifieke eigenschappen waardoor ze als bodemtype afzonderlijk beschouwd dienen te worden. Bij het aanleggen van baggerstortterreinen door het opspuiten van sedimenten, wordt er een nieuw bodemprofiel in één keer over een grote diepte gerealiseerd (> 100 cm in de bestudeerde situaties). Hierbij starten de bodemvormende processen vanuit een initieel gereduceerde sedimentlaag. Baggerstortterreinen worden dus beschouwd als nieuwe bodems bij het landbergen van de baggerspecie.

Deze specifieke bodemeigenschappen zullen de biobeschikbaarheid van metalen voor planten en dieren beïnvloeden. Het stortterrein ‘Nieuwe Stede’ in Woumen werd bemonsterd als een voorbeeld van een baggerstortterrein met relatief lage gehalten aan metalen, dit in tegenstelling tot andere baggerstortterreinen langs andere waterlopen met een uitgesproken bodemverontreiniging. Naast uitgebreide bodemstaalnames werden er ook bladstalen van Grauwe wilg en andere wilgensoorten verzameld. In dit hoofdstuk wordt er getest of dit terrein als een niet-gecontamineerde referentie bij onderzoek van verontreinigde baggergronden gebruikt kan worden.

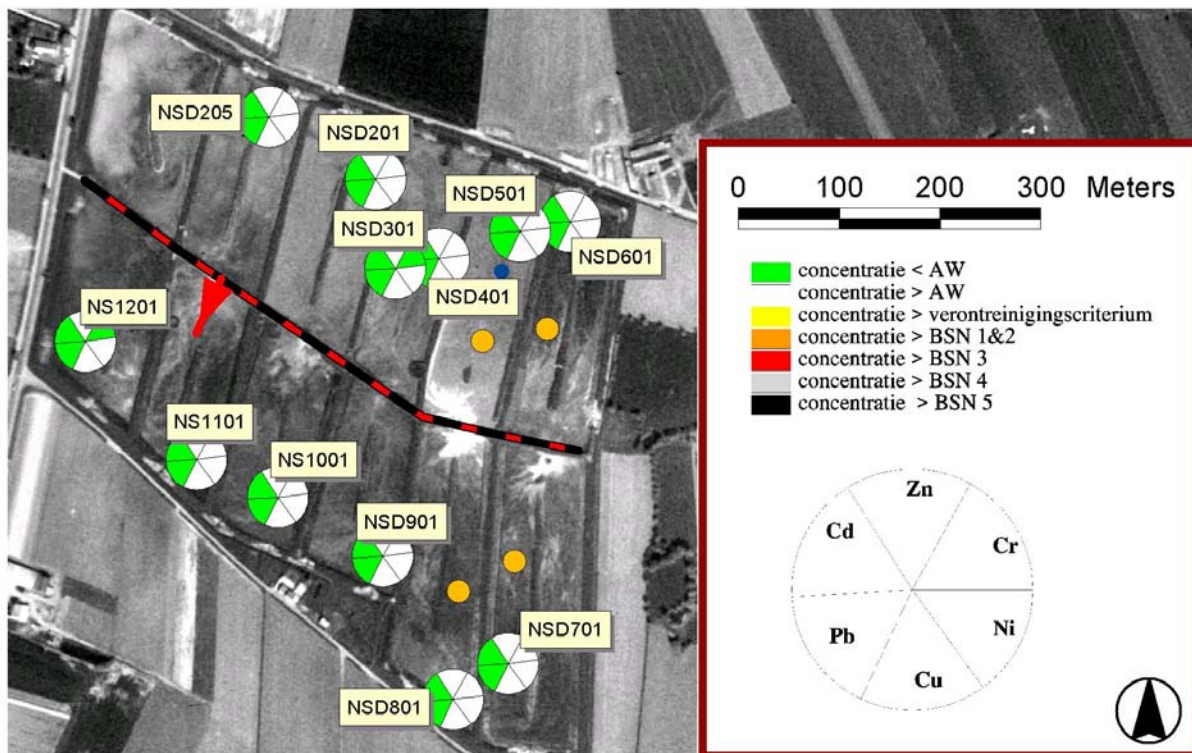
3.2. Materiaal en methoden

3.2.1. Studiegebied

Het stortterrein ‘Nieuwe Stede’ (26.5 ha, Fig. 3.1.) bevindt zich in Woumen en werd gebruikt tussen 1990 en 2000 voor het landbergen van baggerspecie uit de Blankaartvijver, en uit het stroomgebied van de IJzer en de polderkanalen. Het terrein werd opgedeeld in 12 bekkens die afzonderlijk opgehoogd werden. Deze bekkens hebben telkens een duidelijke textuurgradiënt met een lager gelegen kleiplaat met stagnerend water in de winter, en een hogergelegen zandig deel dat goed gedraineerd is. Het opspuiten gebeurde via een leiding die

zich op de centrale berm (rode stippellijn in Fig. 3.1.) bevond. Door de fractiescheiding als gevolg van het opspuiten van de baggerspecie, ontstaat er dicht bij de spuitmond een zandplaat, terwijl de fijnere textuurfracties in het sediment (leem- en kleifracctie) verder getransporteerd worden. De zandplaat is bij verschillende bekkens duidelijk zichtbaar op Fig. 3.1. (witte vlek).

Eerst werd hier materiaal gestort van baggerwerken in de Blankaartvijver, daarna werd er ook baggerspecie uit het Lo-kanaal, het kanaal Nieuwpoort-Duinkerke en de IJzer gestort in 4 meest oostelijk gelegen bekkens (aangeduid met een gele cirkel op Fig. 3.1.). Bij deze laatste baggerwerken, uitgevoerd in 1999-2000, werd ongeveer 130.000 m³ uit de IJzer tussen Fintele en Roesbrugge, uit het Lokanaal en uit kanaal Nieuwpoort-Veurne naar de ‘Nieuwe Stede’ gebracht.



Figuur 3.1. Evaluatie van de gehalten aan metalen volgens VLAREBO voor de 12 bemonsterde punten. Telkens werd de hoogst gemeten concentratie per punt gebruikt bij de evaluatie.

3.2.2. Bodembemonsteringen en -analyses

De bodemstaalnames werden uitgevoerd op 25 april 2002. Per bekken werd preferentieel het natte deel (met wilgenvegetatie) op de kleiplaat bemonsterd. Er werd steeds tot op een diepte van 1m geboord, tenzij dit niet mogelijk was door een te natte bodem of tenzij het oorspronkelijke bodemmateriaal zich op een diepte van minder dan een meter bevond. De bovenste horizont werd met 4 herhalingen bemonsterd, de diepere horizonten werden met één herhaling bemonsterd. De bemonstering resulteerde in 65 bodemstalen, die via uitmiddeling (gemiddelde van de 4 herhalingen van de bovenste horizont) herleid werden tot gegevens voor 23 bodemhorizonten op 12 punten.

De verzamelde gegevens situeren zich op het niveau van de bekkens, punten, stalen en analyseresultaten. Om deze gegevens met elkaar te koppelen, wordt er een speciale codering gebruikt. Elk bemonsterd punt krijgt een unieke code van 6 karakters. De eerste 4 karakters vormen de code van het bekken, en de laatste 2 cijfers zijn het volgnummer van het punt per bekken (voor het geval er meerdere punten bemonsterd worden). Elke bemonsterde laag krijgt een code gebaseerd op de puntcode, aangevuld met 4 karakters die het soort staal aangeven. Aërobe bodemlagen werden met de code OXY* aangeduid, gereduceerde lagen met RED*. Als er onder de ophoging een oorspronkelijke laag aangetroffen werd, kregen deze de code MOE*. Het symbool * geeft het volgnummer van de laag aan.

De bodemanalyses werden uitgevoerd zoals beschreven in Hoofdstuk 1. De beoordeling van de bodemkwaliteit is gebaseerd op de VLAREBO-wetgeving, zoals beschreven werd in Hoofdstuk 1.

3.2.3. Meten van de biobeschikbaarheid van metalen aan de hand van wilgen

De biobeschikbaarheid van metalen werd getest aan de hand van bladstalen van wilgen. Vier soorten wilgen werden bemonsterd, nl. Grauwe wilg (*Salix cinerea*), Schietwilg (*S. alba*), Katwilg (*S. viminalis*) en Amandelwilg (*S. triandra*). Op elk punt waar de bodem bemonsterd werd, werden 4 exemplaren van dezelfde soort wilgen bemonsterd in de tweede helft van augustus 2002. De bemonsterde soorten worden in Tabel 3.1. vermeld. De gevolgde bemonsteringsprocedure wordt gedetailleerd beschreven in Hoofdstuk 5, en de methodes voor bladanalyses worden in Hoofdstuk 1 vermeld. De gegevens voor de eerste twee wilgensoorten worden met bladgegevens van andere terreinen vergeleken in Hoofdstuk 5, en worden hier niet verder besproken. De bladgegevens voor Amandelwilg (3 punten x 4 stalen = 12

bladstalen) worden vergeleken met bladgegevens voor het stortterrein ‘Rabot’ (5 punten x 4 stalen = 20 bladstalen), waarvan de bodemgegevens besproken worden in Hoofdstuk 4. De gegevens voor Katwilg (1 punt, 4 bladstalen) worden vergeleken met gegevens voor een plot op een niet-gecontamineerd infrastructuurstortterrein in Oudenaarde (REF, 1 punt = 4 bladstalen), en 2 verontreinigde baggerstortterreinen langs de Leie, nl. het stortterrein in Bavikhove (BEL1, code BAG6 in Hoofdstuk 5) en in Desselgem (PSDE, code BAG3 in Hoofdstuk 5). Op elk terrein werden 4 bladstalen verzameld.

Tabel 3.1. Bemonsterde wilgen en beschrijving van de bodemprofielen op de 12 punten van het stortterrein ‘Nieuwe Stede’ in Woumen

Punt	Laag	Dikte (cm)	beschrijving	Wilgen
NSD201	OXY1	15	grijze klei	Grauwe wilg
	OXY2	85	bruin venig materiaal	
NSD205	OXY1	25	bruine klei	Grauwe & Amandelwilg
	OXY2	75	bruin venig materiaal	
NSD301	OXY1	60	leem met een hoog organische stofgehalte	
	OXY2	40	bruin venig materiaal	
NSD401	OXY1	15	bruine klei	Grauwe & Schietwilg
	OXY2	85	bruin venig materiaal	
NSD501	OXY1	50	bruine klei	Grauwe, Amandel-, Kat- & Schietwilg
	RED1	30	zwarte (gereduceerde) klei	
NSD601	OXY1	50	donkerbruine klei	Amandelwilg
	RED1	30	zwarte (gereduceerde) klei	
NSD701	OXY1	70	bruine klei	Schietwilg
	RED1	30	zwarte (gereduceerde) klei	
NSD801	OXY1	70	bruine klei	Schietwilg
	RED1	30	zwarte (gereduceerde) klei	
NSD901	OXY1	60	bruine leem	Grauwe wilg
	RED1	40	grijze klei, nat	
NS1001	OXY1	60	bruine klei	
	OXY2	40	bruin venig materiaal	
NS1101	OXY1	90	donkerbruin, venig materiaal	Grauwe wilg
	MOE1	10	bleke zandleem	
NS1201	OXY1	10	bleek zand	
	OXY2	60	bruin venig materiaal	
	OXY3	30	bleke zandleem	

Tabel 3.2. Bodemeigenschappen van de bemonsterde bodemprofielen op de 12 punten van het stortterrein ‘Nieuwe Stede’ in Woumen

Punt	Laag	Dikte (cm)	klei (%)	leem (%)	CaCO₃ (%)	EC μS/cm	pH_{H2O}	pH_{CaCl2}	TOC (%)
NSD201	OXY1	15	39	60	3.0	1210	5.6	5.4	19.1
	OXY2	85	34	64	2.8	1161	5.8	5.4	19.9
NSD205	OXY1	25	45	53	2.6	695	6.6	6.2	5.7
	OXY2	75	36	57	2.4	1507	5.3	5.0	34.1
NSD301	OXY1	60	29	58	2.9	914	7.0	6.6	6.6
	OXY2	40	28	66	2.8	1565	5.0	4.9	38.1
NSD401	OXY1	15	47	51	2.0	730	5.3	4.9	6.9
	OXY2	85	40	57	2.7	1673	4.9	4.8	28.6
NSD501	OXY1	50	48	50	5.5	2040	7.5	7.2	5.4
	RED1	30	53	46	5.7	1805	7.5	7.2	5.4
NSD601	OXY1	50	47	51	5.1	2369	7.5	7.2	4.7
	RED1	30	51	49	4.9	2129	7.5	NA	5.2
NSD701	OXY1	70	34	55	6.7	1855	7.4	7.4	4.8
	RED1	30	41	56	7.3	1390	7.6	7.5	4.5
NSD801	OXY1	70	33	55	4.8	1586	7.4	7.3	4.4
	RED1	30	39	56	8.1	869	7.8	7.5	3.6
NSD901	OXY1	60	29	59	5.9	1025	7.6	7.3	5.4
	RED1	40	51	47	4.4	971	7.5	7.2	6.7
NS1001	OXY1	60	55	45	5.0	1471	7.4	7.2	6.7
	OXY2	40	47	51	3.0	1632	5.8	5.5	17.5
NS1101	OXY1	90	40	58	2.6	1390	5.1	4.9	24.4
NS1201	OXY1	10	14	38	0.3	279	5.3	4.8	1.4
	OXY2	60	37	59	0.8	1359	3.8	3.6	23.5

3.3. Resultaten

3.3.1. Studiegebied

Alle bekkens van het stortterrein worden gekenmerkt door uitgesproken textuurgradiënten. Zandplaten zijn eerder droog, terwijl de kleiplaten nog vrij nat kunnen zijn, en er zich hierdoor een dichte rietvegetatie ontwikkeld heeft. Op geringe diepte wordt er bij de kleiplaat regelmatig gereduceerde horizonten aangetroffen. Niettegenstaande de relatief hoge ligging van het terrein, vertonen de meeste bekkens een geringe drainage, wat er op wijst dat de verticale ontwatering zeer beperkt is en dus vooral oppervlakkig dient te gebeuren.

Er werden, afhankelijk van de bodemeigenschappen, verschillende wilgensoorten aangetroffen. Niettegenstaande het groot aantal wilgensoorten op een relatief kleine oppervlakte en de algemeen vrij sterke neiging tot kruising tussen wilgensoorten, valt het op dat er tot nog toe op het stortterrein 'Nieuwe Stede' weinig kruisingen aangetroffen worden (Mondelinge mededeling Kristine Vander Mijnsbrugge).

3.3.2. Bodemgegevens

De aangetroffen bodemprofielen worden in Tabel 3.1. beschreven. Bij NSD501, 601, 701, 801 en 901 werd er een 50-70 cm dikke aërobe kleilaag boven een gereduceerde kleilaag aangetroffen. Dit zijn punten in de bekkens die gebruikt werden voor het landbergen van onderhoudsbaggerspecie uit de IJzer, het Lo-kanaal en het kanaal Nieuwpoort-Veurne. De profielen van NSD201, 205, 301 en 401 worden gekenmerkt door de aanwezigheid van venig materiaal op geringe diepte. Het materiaal dat in de Blankaartvijver geruimd werd, was dus zeer rijk aan organisch materiaal. Uit de PCA (Fig. 3.2.) zijn duidelijk twee assen af te leiden, nl. enerzijds de textuuras, als verklarende factor voor Cr, Cu, Ni, Pb en Zn, en de as van het organische stof-gehalte (OS), met een sterke correlatie met het Cd-gehalte in de bodem. 73% van de variantie wordt door de eerste 2 componenten verklaard.

Er werden bij de bodemstaalname twee duidelijke groepen onderscheiden, nl. de bodems met een hoog gehalte aan organische stof (venige bodems), en de eerder minerale bodemstalen. Deze opsplitsing werd bevestigd door de analyses van de organische stof (TOC, OS en gloeiverlies) en leverde ook een duidelijk verschillend drogestofgehalte op (Fig. 3.3). In Fig. 3.4. worden de bodemeigenschappen van beide groepen tegenover elkaar uitgezet in boxplots. De venige bodems (H: hoog gehalte OS) hebben hogere Cd-concentraties, maar

lagere concentraties aan Cr, Cu en Pb. De Zn-concentraties zijn voor beide groepen bodemstalen gelijkaardig. De venige bodemstalen zijn minder gebufferd tegen verzuring door een lager gehalte aan CaCO_3 , wat ook gedemonstreerd wordt door de lagere pH-waarden voor de venige bodems.

Fig. 3.2. en Fig. 3.4. illustreren dat op het stortterrein ‘Nieuwe Stede’ Cd sterk gebonden is aan het venige substraat. Dit wijst er onrechtstreeks op dat de Cd-concentraties in de ruimingsspecie van de Blankaartvijver hoger is dan in de baggerspecie uit de bevaarbare waterlopen van het IJzerbekken.

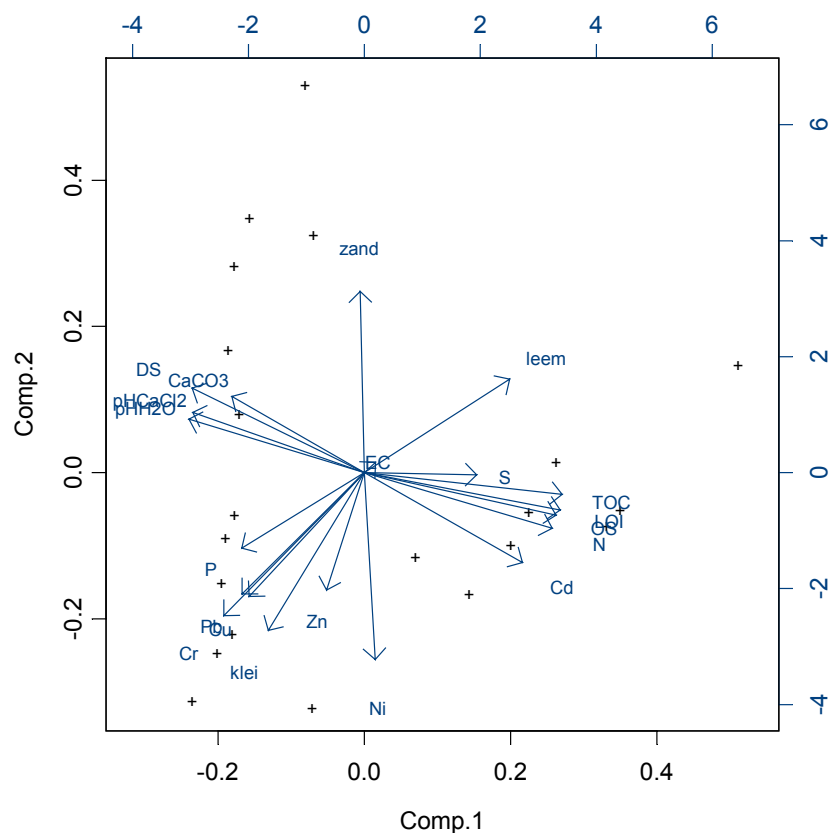
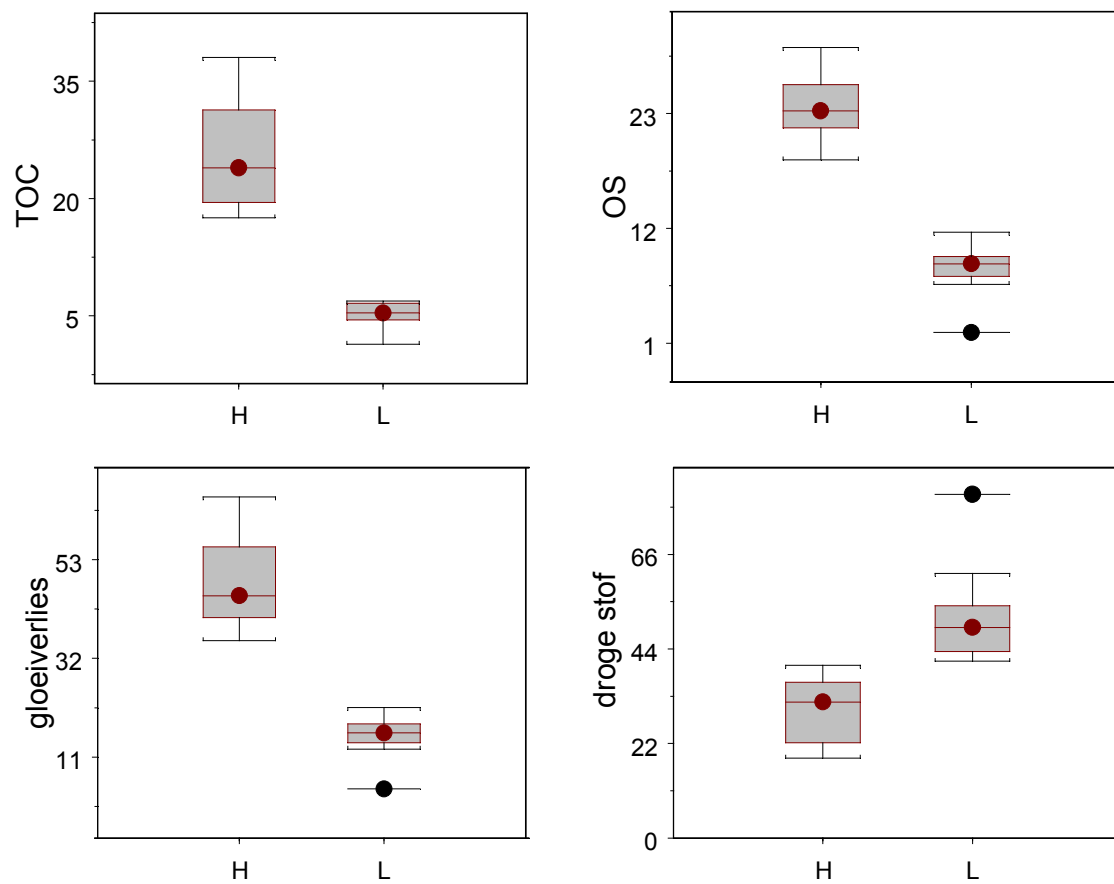


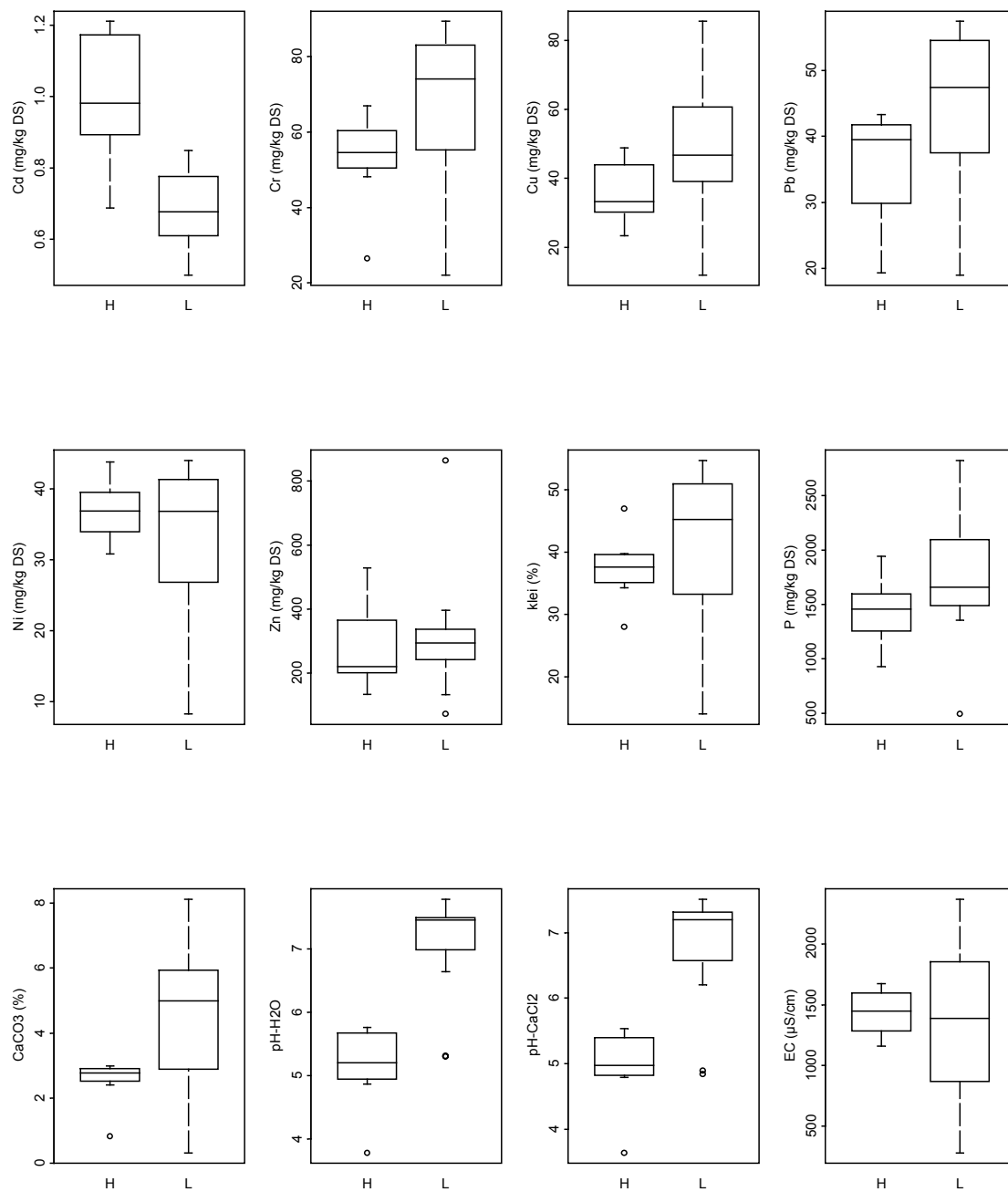
Fig. 3.2. Principale componentenanalyse (PCA) van de concentraties aan metalen en andere bodemeigenschappen voor de 23 stalen van NSD, waarbij 73% van de variantie verklaard wordt door de eerste 2 componenten.



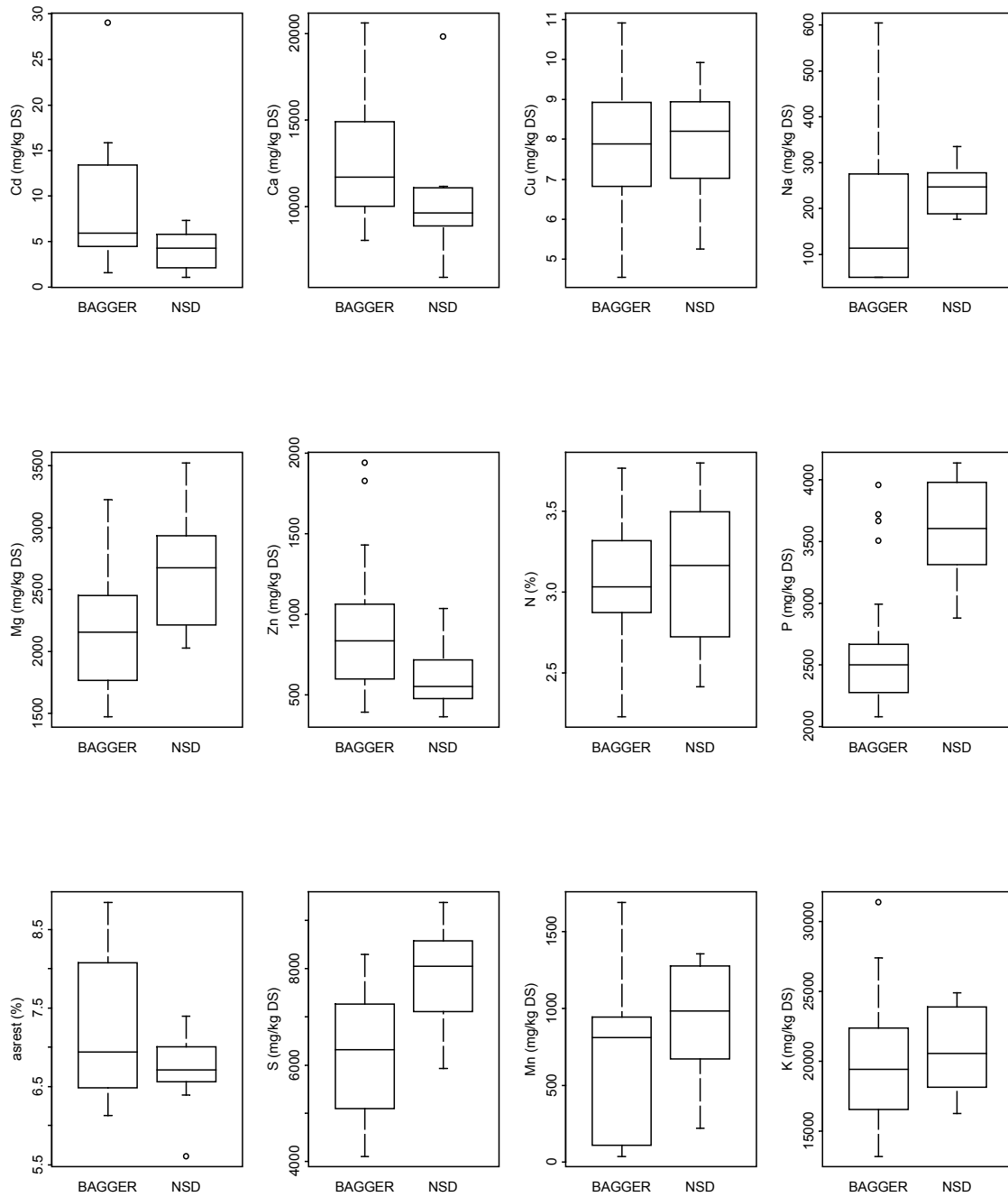
Figuur 3.3. Vergelijking van het gehalte totale organische koolstof (TOC, %), organische stof (OS, %), gloeiverlies (%) en drogestofgehalte (%) voor de venige bodems (H) en de andere bodemstalen (L).

Tabel 3.3. Concentraties aan metalen (mg/kg droge bodem) in de bemonsterde bodemprofielen op de 12 punten van het stortterrein 'Nieuwe Stede' in Woumen

Punt	Laag	Dikte	Cd	Cu	Cr	Pb	Ni	Zn	S
NSD201	OXY1	15	0.9	47	67	39	44	491	13178
	OXY2	85	1.0	49	59	34	39	528	11700
NSD205	OXY1	25	0.9	85	82	55	38	338	2068
	OXY2	75	1.2	33	48	41	38	195	12753
NSD301	OXY1	60	0.6	45	46	31	27	243	6414
	OXY2	40	1.2	23	27	19	34	230	21941
NSD401	OXY1	15	0.8	47	84	47	44	864	6348
	OXY2	85	1.2	28	53	26	41	213	9135
NSD501	OXY1	50	0.7	56	79	50	38	315	8201
	RED1	30	0.8	61	82	57	41	370	14964
NSD601	OXY1	50	0.7	56	74	50	37	294	9647
	RED1	30	0.8	61	84	56	43	337	12077
NSD701	OXY1	70	0.6	35	55	38	27	232	7698
	RED1	30	0.7	47	68	49	35	320	11253
NSD801	OXY1	70	0.6	41	56	42	28	248	6139
	RED1	30	0.6	42	65	47	33	262	11321
NSD901	OXY1	60	0.5	17	43	19	24	135	4309
	RED1	40	0.8	75	89	57	42	397	6327
NS1001	OXY1	60	0.6	39	83	39	41	292	4969
	OXY2	40	0.9	40	62	43	34	239	5854
NS1101	OXY1	90	1.0	32	56	40	36	211	9235
NS1201	OXY1	10	0.5	12	22	31	8	73	556
	OXY2	60	0.7	33	53	43	31	135	8033



Figuur 3.4. Vergelijking van de bodemeigenschappen van de venige bodems (H) en de andere bodemstalen (L) van het stortterrein ‘Nieuwe Stede’ in Woumen.



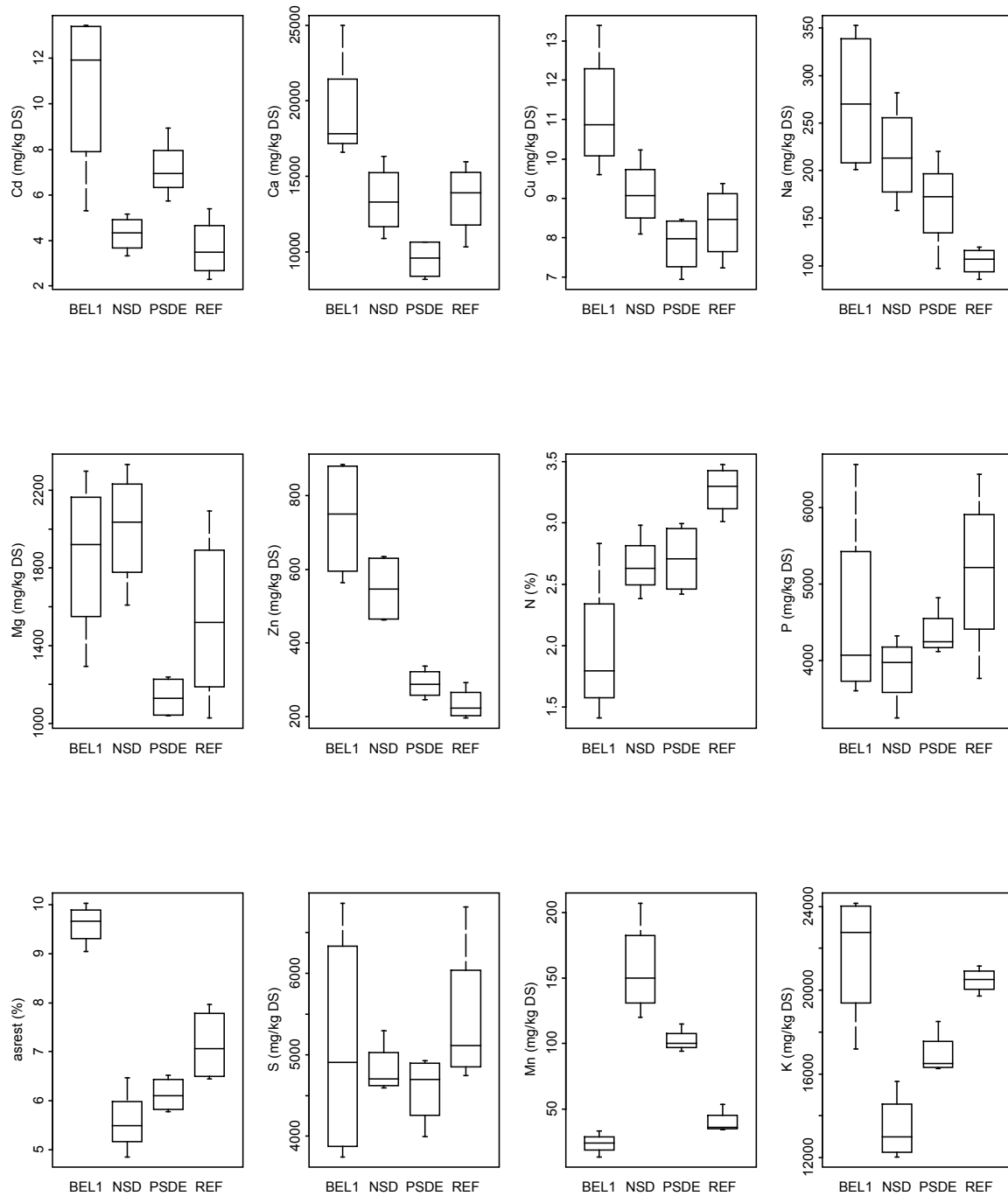
Figuur 3.5. Vergelijking van de bladconcentraties aan metalen en andere elementen gemeten bij Amandelwilg (*S. triandra*) op verontreinigde baggergronden (BAGGER) en op het niet-gecontamineerde stortterrein ‘Nieuwe Stede’ in Woumen (NSD)

3.3.3. Meten van de biobeschikbaarheid van metalen aan de hand van wilgen

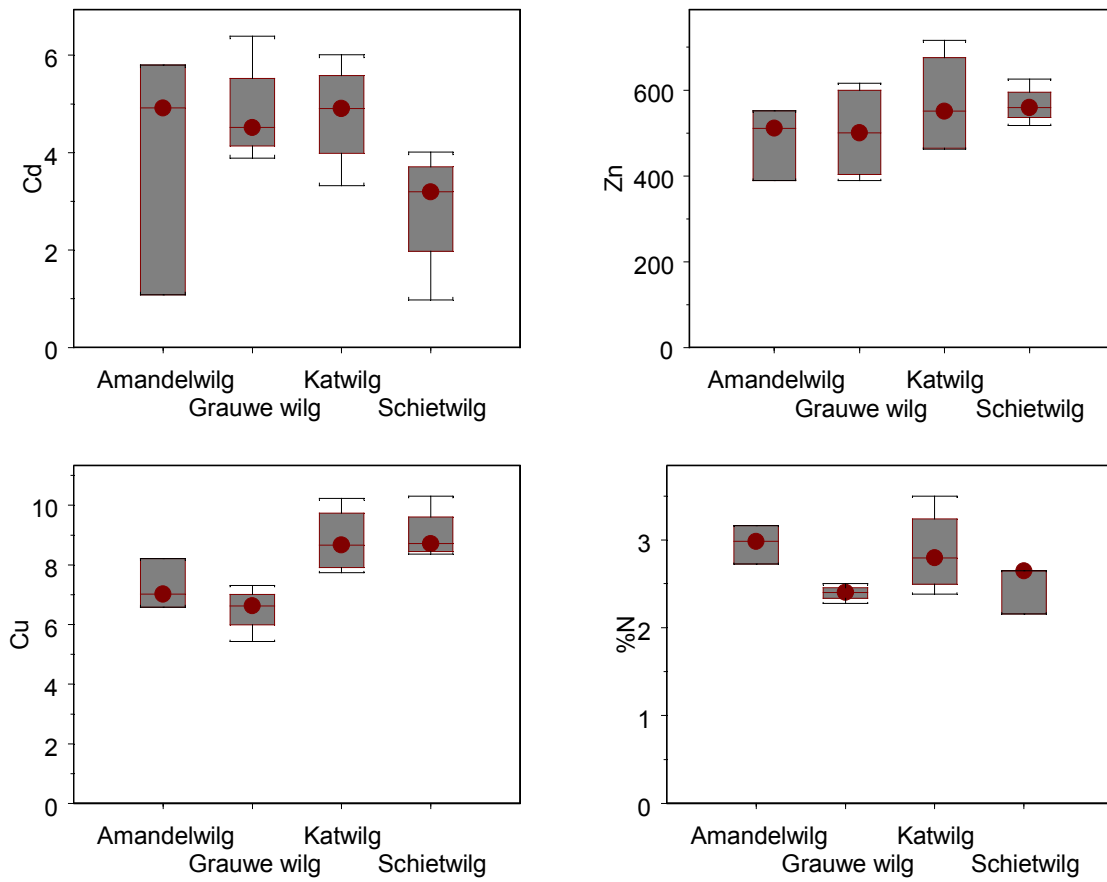
Het vergelijken van bladconcentraties aan metalen voor Amandelwilg tonen duidelijke verschillen aan voor alle elementen tussen verontreinigde baggerstortterreinen en ‘Nieuwe Stede’, behalve voor Cu (Fig. 3.5.). De grote spreiding voor de asrest kan verklaard worden door de sterke variatie in bladvorm en -grootte bij deze soort. De asrest is dus niet zomaar te interpreteren als een groeiparameter. De asrest geeft een indicatie van het aandeel minerale fractie t.o.v. het organische deel van het bladmateriaal. Vanuit ecologisch standpunt zijn vooral de hogere concentraties aan Cd en Zn in de bladeren van Amandelwilg op verontreinigde baggergronden belangrijk. Opvallend zijn eveneens de grote verschillen in P, S, Mn en Mg, met de grootste waarden voor NSD. De hogere bladgehalten aan Mn kunnen er op wijzen dat de bodems bij de ‘Nieuwe Stede’ minder geoxideerd zijn, want lagere redoxpotentialen in de bodem kunnen leiden tot een hogere beschikbaarheid van Mn in de bodemoplossing.

Voor Katwilg (Fig. 3.6.) zijn de verschillen groter, maar door het gering aantal stalen per plot moeten we de verschillen voorzichtig interpreteren. Toch valt op dat voor het verontreinigde stortterrein BEL1 er vrij hoge Cd- en Zn-concentraties gemeten worden, en dat de bladeren hier een vrij hoge asrest hebben. De bladstalen vertonen relatief gezien ook zeer hoge Cu-concentraties en zeer lage Mn-concentraties in de bladeren, wat er kan op wijzen dat de bodem van BEL1 reeds duidelijk geoxideerd is. Oxidatie van gereduceerde bodems leidt tot een hogere Cu-beschikbaarheid en een lagere Mn-beschikbaarheid in de bodemoplossing.

Vergelijking van bladconcentraties voor 4 wilgensoorten die op dezelfde locatie bemonsterd werden (punt NSD501) leert ons dat er weinig verschillen tussen de soorten zijn, behalve voor Cd (Fig. 3.7.). De Cd-concentraties lagen iets lager voor Schietwilg dan voor de andere wilgensoorten. Het is zeer opvallend dat de bladconcentraties aan Cd 5 keer zo hoog zijn als in de bodem; de bladconcentraties aan Zn zijn ongeveer anderhalve keer de concentratie in de bodem.



Figuur 3.6. Vergelijking van de bladconcentraties aan metalen en andere elementen gemeten bij Katwilg (*S. viminalis*) op 2 verontreinigde baggergronden (BEL1 en PSDE), op het niet-gecontamineerde stortterrein ‘Nieuwe Stede’ in Woumen (NSD) en een niet-gecontamineerd infrastructuurstortterrein (REF).



Figuur 3.7. Vergelijking van de bladconcentraties aan Cd, Cu en Zn (mg/kg DS) en N (%) gemeten bij 4 wilgensoorten op punt NSD501 op het niet-gecontamineerde stortterrein ‘Nieuwe Stede’ in Woumen (NSD)

3.4. Bespreking

Het stortterrein ‘Nieuwe Stede’ in Woumen werd bemonsterd als een voorbeeld van een baggerstortterrein met relatief lage gehalten aan metalen, dit in tegenstelling tot andere baggerstortterreinen langs andere waterlopen met een uitgesproken bodemverontreiniging. Het terrein heeft zich ontwikkeld tot een gebied met een sterke variatie in bodemeigenschappen en vegetatie op korte afstand. De textuurgradiënten die bij het opspuiten ontstaan zijn, zijn hier de belangrijkste oorzaak van.

De bodemverontreiniging met metalen is gering aangezien nergens het verontreinigingscriterium voor natuur overschreden wordt. Naast uitgebreide bodemstaalnames werden er ook bladstalen van Grauwe wilg en andere wilgensoorten verzameld. Dit gebied heeft een belangrijke waarde als referentie voor onderzoek van verontreinigde baggergronden met een gelijkaardige vegetatie: negatieve effecten van de

bodemverontreiniging op verontreinigde baggergronden kunnen door vergelijking met processen en concentraties gemeten op de Nieuwe Stede onderscheiden worden van effecten van het bodemsubstraat en de bodemontwikkeling. Op lange termijn zal de vegetatieontwikkeling vooral bepaald worden door de mate waarin de natte bodemomstandigheden in de winter gehandhaafd blijven. Het is daarom aan te raden de oppervlakkige ontwatering via het systeem van buizen en stortkisten met schotbalken zo in te stellen dat de ontwatering zo veel mogelijk vertraagd wordt.

HOOFDSTUK 4. BODEMKARAKTERISATIE EN BIOBESCHIKBAARHEID VAN METALEN VOOR WILGEN OP HET BAGGERSTORTTERREIN ‘RABOT’ IN EVERGEM

4.1. Inleiding

Het stortterrein ‘Rabot’ in Evergem heeft een oppervlakte van 13 ha. Vanaf 1969 was dit terrein een vergund stortterrein voor niet-composteerbaar materiaal. De vergunning werd verlengd in 1974 en 1976 en liep ten einde in 1978. Het terrein was door de stortactiviteiten tussen 1969 en 1978 al 4 m opgehoogd. Het stortterrein werd daarna nauwelijks afgedekt. Vanaf 1988 werd het stortterrein vergund om er gedurende 5 jaar baggerspecie te storten. Het stort werd aangelegd in 1990 en de stortactiviteiten begonnen in 1993.

De voorziene ophoging met baggerspecie was 4 m. In de eerste vergunning was er sprake van 400.000 m³ zandspecie van de werken aan de nieuwe sluis te Evergem en 250.000 m³ onderhoudsbaggerspecie uit de waterlopen in de doortocht Gent die hier gestort zou worden. Bij het beëindigen van de opspuitingen in 1994 werd er gerapporteerd dat er 263.000 m³ baggerspecie uit de doortocht Gent, 121.000 m³ baggerspecie uit de Ringvaart en 95.000 m³ baggerspecie uit de Leie en het afleidingskanaal gestort werd. Het is niet duidelijk of er hier ook effectief infrastructuurspecie van de werken aan de sluis in Evergem gestort werd. In de vergunning werd wel gesuggereerd om zandwinning toe te laten.

Op het stortterrein ontwikkelden zich verschillende gradiënten in bodemvocht. Dit gaf aanleiding tot een gevarieerde wilgenvegetatie. In 2002 werd de bodem en de wilgenvegetatie gedetailleerd bemonsterd. De doelstelling van dit hoofdstuk is om de bodemeigenschappen van het terrein in kaart te brengen, en om de biobeschikbaarheid van de metalen te testen aan de hand van karakteristieke soorten van de wilgenvegetatie op het terrein.

Dit terrein wordt vanaf eind 2002 afgewerkt als stortterrein door het aanbrengen van een ondoordringbare afdichtlaag en een bewortelingslaag na het verwijderen van de vegetatie. De resultaten die hier voorgesteld worden, zijn gebaseerd op bodem- en bladstalen die tussen januari en augustus 2002, dus vóór het aanbrengen van de afdichtlaag en bewortelingslaag, verzameld werden.

4.2. Materiaal en methoden

Het terrein bestaat uit 4 bekkens (Fig. 4.1.), nl. 2 grote bekkens (RAE1 in het westelijk deel en RAE2 in het noordelijk deel) en 2 kleinere bekkens (RAE4 in het zuidelijk deel en RAE3 in het oostelijk deel).

De verzamelde gegevens situeren zich op het niveau van de bekkens, punten, stalen en analyseresultaten. Om deze gegevens met elkaar te koppelen, wordt er een speciale codering gebruikt. Elk bemonsterd punt krijgt een unieke code van 6 karakters. De eerste 4 karakters vormen de code van het bekken (RAE1, 2, 3, 4), en de laatste 2 cijfers zijn het volgnummer van het punt per bekken.

De bodemstaalnames vonden plaats in het voorjaar van 2002. De bodemstalen werden verzameld in functie van het bepalen van de biobeschikbaarheid van metalen voor de wilgenvegetatie. Op elk punt werd de bovenste bodemlaag met 3 herhalingen bemonsterd binnen een cirkel met diameter 2 meter. De bodemanalyses werden uitgevoerd zoals beschreven in Hoofdstuk 1. De beoordeling van de bodemkwaliteit is gebaseerd op de VLAREBO-wetgeving, zoals beschreven werd in Hoofdstuk 1.

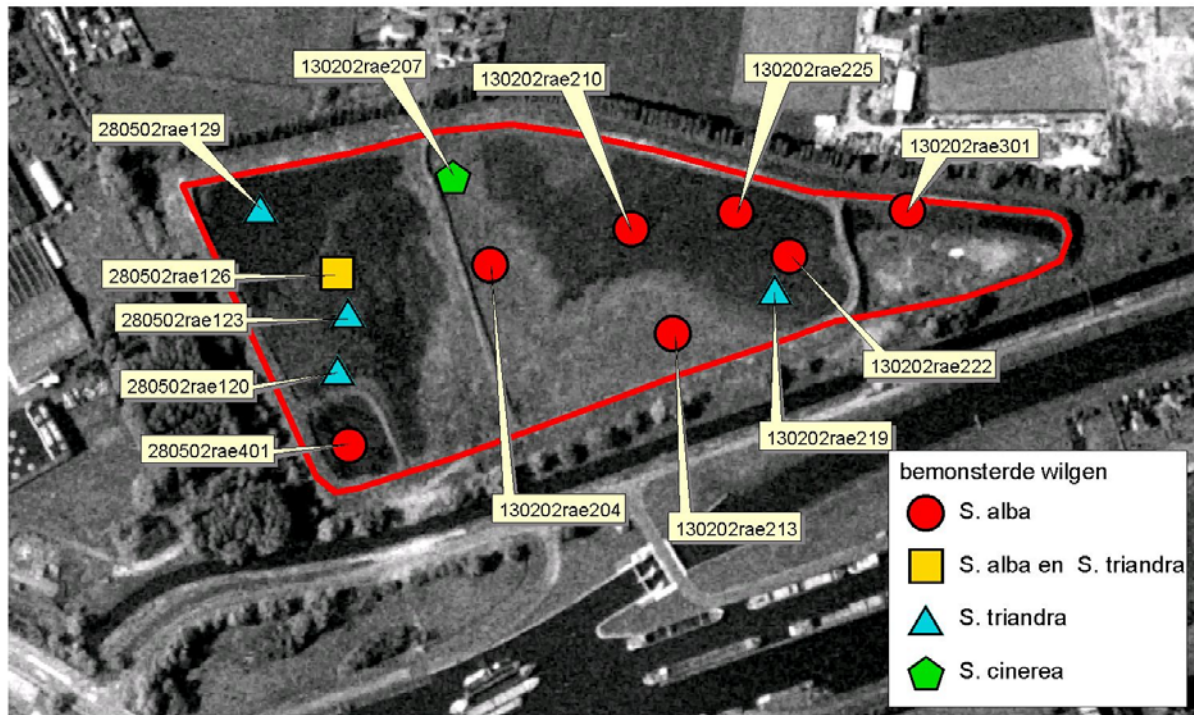
In de tweede helft van augustus 2002 werden op elk punt waar de bodem bemonsterd werd, 4 wilgen van dezelfde soort afzonderlijk bemonsterd. Op dit terrein werden bladstalen verzameld van Schietwilg (*Salix alba*), Grauwe wilg (*S. cinerea*) en Amandelwilg (*S. triandra*). De bemonsterde soorten en punten worden in Figuur 4.1. vermeld. De gevolgde bemonsteringsprocedure wordt gedetailleerd beschreven in Hoofdstuk 5, en de methodes voor bladanalyses worden in Hoofdstuk 1 vermeld.

4.3. Resultaten

4.3.1. Bodemgegevens

Het bekken RAE1 is zeer nat, zelfs in de zomer. In dit bekken is er een duidelijke vocht- en textuurgradiënt tussen het zuidoostelijk deel (droger en zandiger) en het noordwestelijk deel (natte kleiplaat). Dit is duidelijk te zien aan de kleurverschillen bij de luchtfoto in Figuur 4.1. De spuitmond bevond zich in de zuidoostelijke hoek. De dikte van de sedimentlaag was op de bemonsterde punten van dit bekken steeds meer dan een meter, en de

sedimentlaag bevond zich in het natte deel van het bekken vanaf een diepte tussen 50 tot 100 cm in gereduceerde toestand.



Figuur 4.1. Overzicht van het stortterrein Rabot, en de bemonsterde wilgensoorten (Schietwilg: *Salix alba*, Grauwe wilg: *Salix cinerea* en Amandelwilg: *Salix triandra*).

De bodem van het bekken RAE2 was op het moment van de staalname duidelijk droger dan voor het bekken RAE1. De bodems op de kleiplaat vertoonden diepe krimp scheuren. De spuitmond bevond zich in de zuidwestelijke hoek van dit bekken. De dikte van de sedimentlaag was op de bemonsterde punten 50 tot 100 cm. Onder deze laag bevond zich een zandlaag, waarschijnlijk het gevolg van het landbergen van infrastructuurspecie afkomstig van de aanleg van de sluis in Evergem. Mogelijks zorgt deze laag voor een betere drainage van de bovenliggende sedimentlaag. De bakkens RAE3 en RAE4 zijn veel kleiner. De bodem van RAE3 was droog en vertoonde krimp scheuren, terwijl de bodem van RAE4 nog zeer nat was.

De 14 punten waar er wilgen bemonsterd werden, hebben voor de meeste bodemeigenschappen vrij gelijkaardige concentraties. Dit wordt geïllustreerd door de lage variatiecoëfficiënten in Tabel 4.1. en Tabel 4.2. Enkel voor elektrische geleidbaarheid (EC), zandgehalte, en S is er enige variatie. De variatiecoëfficiënten voor Cd, Cr, Cu en Zn variëren

tussen 15 en 30 %. De sterke positieve correlatie tussen de metalen onderling wordt geïllustreerd door de principale componentenanalyse (PCA) (Figuur 4.2.).

Tabel 4.1. Bodemconcentraties aan metalen, P en S (mg/kg droge bodem) in de bovenste bodemlaag van de punten waar wilgen bemonsterd werden. Elke waarde is het gemiddelde van 3 herhalingen.

Punt	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	P	S
RAE120	8,0	322	215	48,2	217	1401	3879	4674
RAE123	10,0	413	279	58,1	281	1908	4933	6505
RAE126	10,7	461	278	49,1	298	1789	4177	6484
RAE126	10,7	461	278	49,1	298	1789	4177	6484
RAE129	13,0	530	343	55,9	331	2186	4663	6681
RAE204	6,6	250	142	45,7	168	1285	3655	2002
RAE207	7,1	253	161	50	181	1377	4160	2443
RAE210	5,8	220	133	43,4	155	1167	3573	2323
RAE213	7,5	288	168	52,5	192	1489	4098	2323
RAE219	9,0	358	172	53,0	232	1750	3956	6516
RAE222	8,6	308	191	54,9	226	1697	4372	4432
RAE225	8,3	311	197	55,7	225	1626	4340	5183
RAE301	7,1	230	166	52,2	187	1392	4083	4292
RAE401	9,6	416	271	54,1	274	1780	4484	5201
gemiddelde	8,7	344,4	213,8	51,6	233,1	1617	4182	4682
standaarddev.	1,9	97,5	64,3	4,2	54,9	278	367	1781
variatiecoëfficiënt	22,2	28,3	30,1	8,1	23,6	17,2	8,8	38,0

Tabel 4.2. Bodemeigenschappen van de bovenste bodemlaag van de punten waar wilgen bemonsterd werden. Elke waarde is het gemiddelde van 3 herhalingen.

Punt	CaCO₃ %	OS %	N %	pH_{CaCl2}	pH_{H2O}	EC μS/cm	klei %	leem %	zand %
RAE120	8,6	9,1	0,4	7,0	7,2	1590	39	58	3
RAE123	8,9	10,5	0,6	6,9	7,0	2255	44	53	3
RAE126	7,7	8,1	0,5	7,0	7,1	2264	39	53	8
RAE126	7,7	8,1	0,5	7,0	7,1	2264	39	53	8
RAE129	9,5	12,0	0,6	6,9	7,0	2128	41	53	6
RAE204	8,8	6,7	0,4	6,9	7,3	550	36	55	9
RAE207	9	7,2	0,47	6,9	7,2	839	41	54	5
RAE210	8,9	6,9	0,4	7,0	7,3	900	34	52	14
RAE213	8,8	7,9	0,5	6,9	7,2	677	42	54	4
RAE219	9,6	8,5	0,5	7,0	7,0	2101	42	53	5
RAE222	9,2	8,4	0,5	6,9	7,0	1558	43	53	4
RAE225	8,8	9,3	0,5	6,9	7,0	1873	44	53	3
RAE301	8,7	6,9	0,5	6,9	7,1	1709	39	56	5
RAE401	8,0	9,5	0,5	6,9	7,0	2098	38	57	5
gemiddelde	8,7	8,5	0,5	6,9	7,1	1629	40	54	6
standaarddev.	0,6	1,5	0,1	0,1	0,1	632	3	2	3
variatiecoëfficiënt	6,7	17,7	10,4	0,8	1,5	38,8	7,4	3,2	53,4

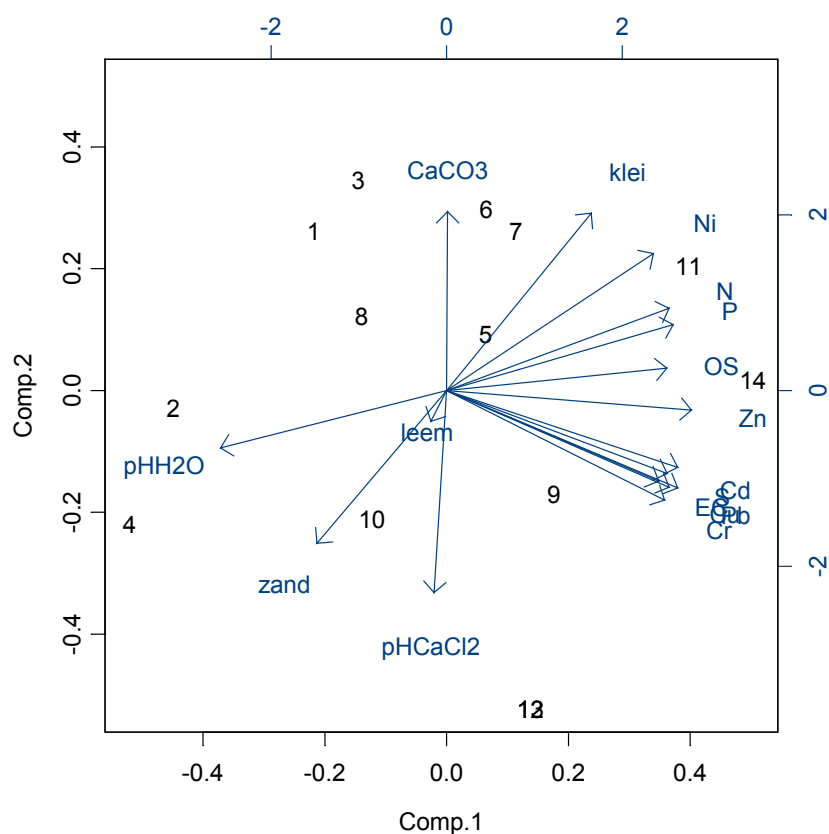


Fig. 4.2. Principale componentenanalyse (PCA) van de concentraties aan metalen en andere bodemeigenschappen voor de 14 punten op het stortterrein Rabot, waarbij 78% van de variatie verklaard wordt door de eerste 2 componenten.

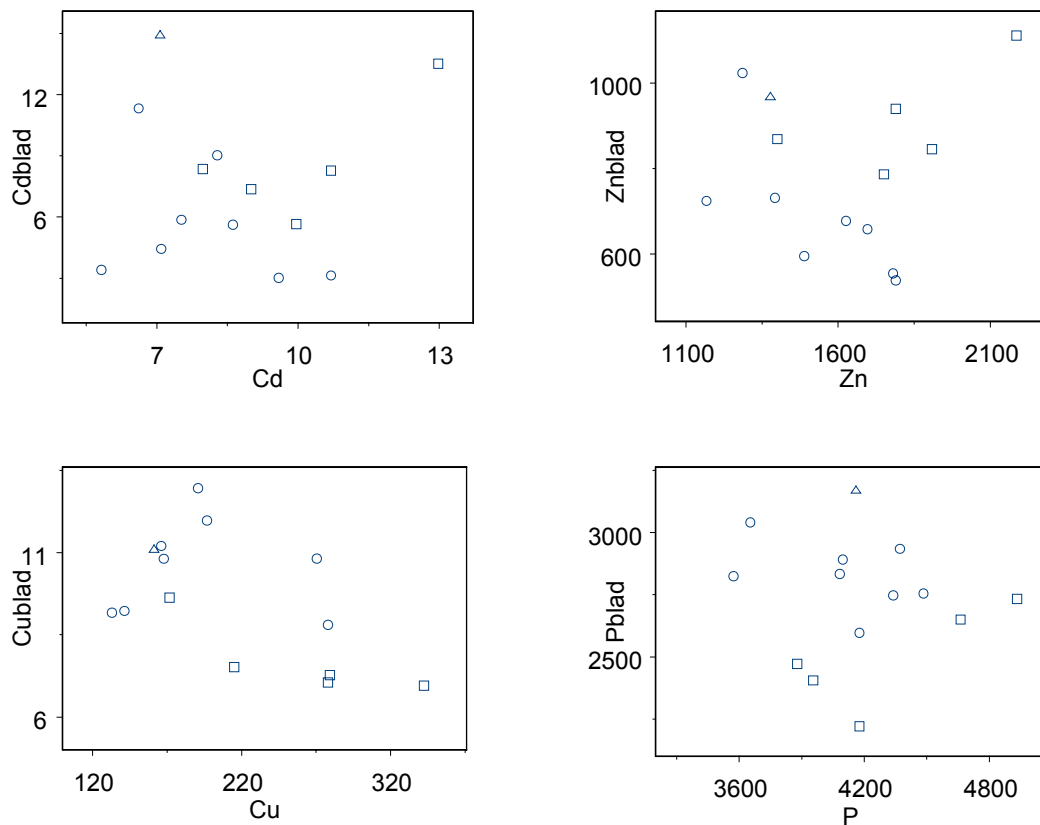
Er is een sterke positieve correlatie tussen de metalen Cd, Cr, Cu, Pb en Zn onderling, met correlatiecoëfficiënten variërend tussen 0.83 en 0.98. Met uitzondering van Ni vertonen de metalen elk een zeer sterke positieve correlatie met het organische stofgehalte (OS), nl. r bedraagt 0.85, 0.83, 0.86, 0.84 en 0.87 voor Cd, Cr, Cu, Pb respectievelijk Zn. De beoordeling van de bodemkwaliteit volgens VLAREBO wijst op duidelijke verontreiniging van de bodem met Cd, Zn en Cr, en een lichte verontreiniging met Cu en Pb (Tabel 4.3.).

Tabel 4.3. Beoordeling van de concentraties aan metalen voor de bemonsterde punten op het stortterrein Rabot volgens het normeringsstelsel van VLAREBO (0: > achtergrondswaarde en < dan het verontreinigingscriterium, 1: > verontreinigingscriterium, 2: > norm voor landbouw, bos en natuur, 3: > norm voor bestemming woongebied, 4: > norm voor bestemming recreatiegebied)

puntcode	Cr	Zn	Cd	Pb	Cu	Ni
RAE120	2	2	2	0	0	0
RAE123	2	4	2	1	1	0
RAE126	3	4	2	1	1	0
RAE129	3	4	2	1	2	0
RAE204	2	2	2	0	0	0
RAE207	2	2	2	0	0	0
RAE210	2	2	2	0	0	0
RAE213	2	2	2	0	0	0
RAE219	2	2	2	0	0	0
RAE222	2	2	2	0	0	0
RAE225	2	2	2	0	0	0
RAE301	2	2	2	0	0	0
RAE401	2	4	2	1	1	0

4.3.2. Bladgegevens

Uit Figuur 4.3. blijkt dat Amandelwilg (*S. triandra*) globaal gekenmerkt wordt door hogere Cd- en Zn- concentraties en lagere P- en Cu-concentraties dan Schietwilg (*S. alba*). Voor geen enkel van deze elementen is er een duidelijke relatie tussen bodem- en bladconcentraties. De Cd- en Zn-concentraties zijn van dezelfde grootte-orde in bodem en blad, maar de Cu-concentraties zijn duidelijk lager in de bladeren, terwijl de P-concentraties hoger zijn. Normale bladconcentraties bij schietwilg variëren tussen 0.5-2.9 mg Cd kg⁻¹ DS en 128-338 mg Zn kg⁻¹ DS (Vandecasteele et al., 2002). De Cd- en Zn-concentraties in de bladeren van amandelwilg zijn duidelijk hoger dan de bladconcentraties die bij amandelwilgen op het niet-gecontamineerde stortterrein 'Nieuwe Stede' gemeten werden (zie Figuur 3.5. in Hoofdstuk 3).



Figuur 4.3. Relatie tussen bodem- en bladconcentraties voor Cu, P, Cd en Zn voor 14 punten op het stortterrein 'Rabot' waar Schietwilg (cirkels), Amandelwilg (vierkanten) en Boswilg (driehoek) bemonsterd werd in de tweede helft van augustus.

4.4. Bespreking

Op het stortterrein Rabot werd bodemverontreiniging met Cd, Cr en Zn vastgesteld, waarbij de concentraties aan deze elementen de bodemsaneringsnormen voor bos, natuur en landbouw overschrijden. Op dit terrein ontwikkelde zich een dichte wilgenvegetatie met Schietwilg, Amandelwilg en Grauwe wilg. De hogere bodemconcentraties aan Cd en Zn resulteerden in hogere bladconcentraties voor deze elementen in de wilgenvegetatie.

HOOFDSTUK 5. BLADCONCENTRATIES BIJ WILGENVEGETATIES OP VERONTREINIGDE BAGGERGRONDEN VERSUS TERREINEN MET ACHTERGRONDCONTAMINATIE

5.1. Inleiding

Wilgen koloniseren baggerstortterreinen die verontreinigd zijn met metalen (Vandecasteele et al., 2002b) en vormen de climaxvegetatie op zoetwaterschorren (Bal et al., 2001). De opname van metalen in deze vegetaties op baggerstortterreinen en zoetwaterschorren is een potentieel milieuprobleem. Op basis van DTPA-extracties bleek dat Zn, Cd en Cu in stortterreinen voor baggerspecie zeer plant-beschikbaar waren (Singh et al., 1998). Verhoogde metaalconcentraties in het poriënwater wijzen eveneens op de mogelijkheid van verhoogde metaalbeschikbaarheid voor planten op dergelijke terreinen (Tack et al., 1998). Afzettingen van verontreinigde sedimenten op alluviale bodems kunnen resulteren in hogere metaalconcentraties in planten (Pierzynski & Schwab, 1993).

Wilgenbladeren zijn goede bioindicatoren voor Cd, Mn en Zn (Vandecasteele et al., 2002; Piczak et al., 2003). Twee evaluatiecriteria kunnen gebruikt worden voor bladkwaliteit: enerzijds de toxiciteit voor de plant en anderzijds de biobeschikbaarheid van metalen in de bladeren voor hogere trofische niveaus. De negatieve effecten van metalen op wilgen kunnen divers zijn. Verontreiniging veroorzaakt milieustress, die bijvoorbeeld gereflecteerd wordt in een verminderde groei na insectenvraat (Zvereva en Kozlov, 2001). Hoge metaalconcentraties in de bodemoplossing kunnen een inhibitie van de wortelontwikkeling (Punshon en Dickinson, 1997) of een verminderde transpiratie en fotosynthese veroorzaken (Trapp et al., 2000). Verhoogde bladconcentraties kunnen rechtstreeks resulteren in hogere lichaamsconcentraties in herbivore insecten (Vandecasteele et al., 2002b, Merrington et al., 2001), vogels (Pedersen en Saether, 1999) en zoogdieren (Mertens et al., 2001; Lodenius, 2002) en onrechtstreeks de strooiselorganismen beïnvloeden (bijv. Drobne en Hopkin, 1995) als gevolg van hogere metaalconcentraties in het strooisel.

De doelstelling van dit hoofdstuk is het bepalen van de standplaatseffecten op de biobeschikbaarheid van metalen bij spontaan ontwikkelde wilgen. In het eerste deel van dit

hoofdstuk worden de opnamepatronen van metalen en nutriënten tijdens het groeiseizoen vergeleken voor 4 wilgensoorten tussen 2 bodemsubstraten, namelijk een bodem bestaande uit verontreinigde baggerspecie enerzijds en een bodem met achtergrondconcentraties aan metalen anderzijds. Alle bemonsterde bomen hebben zich spontaan ontwikkeld. De eerste doelstelling was om voor een reeks elementen na te gaan of het standplaatseffect dan wel het soorteffect dominant bepalend zijn voor metaalconcentraties in de bladeren. In het tweede deel wordt verder ingegaan op de opnamepatronen van Grauwe wilg (*Salix cinerea* L.), een typische wilgensoort voor moerassige gebieden en Schietwilg (*S. alba* L.), een wilgensoort typisch voor rivieroeveren. Bladgegevens, verzameld op een vast tijdstip tijdens het groeiseizoen voor verschillende baggergronden en terreinen met achtergrondcontaminatie, werden vergeleken om de invloed van de standplaats op de biobeschikbaarheid van metalen te evalueren. Voor *S. cinerea* werden bladgegevens van 3 baggerstortterreinen (BAG) vergeleken met gegevens van gecontamineerde en ongecontamineerde alluviale bodems en terreinen met achtergrondcontaminatie. Fluctuerende asymmetrie (FA) van de bladeren werd hier gebruikt als een potentiële indicator voor stress. Voor *S. alba* werden gegevens vergeleken tussen 2 clusters van BAG, zoetwaterschorren en infrastructuurstortterreinen. We hebben de hypothese getest dat zowel het contaminatieniveau als de bodemprofielgenese en de bodemfysische eigenschappen (textuur en hydrologisch regime), algemeen omschreven als standplaatseffecten, de bladconcentraties beïnvloeden.

5.2. Materiaal en methoden

5.2.1. Studiegebied en bemonsterde locaties

Een punt wordt in dit hoofdstuk gedefinieerd als een locatie met relatief homogene bodemeigenschappen waar 4 bomen van dezelfde wilgensoort en ongeveer dezelfde leeftijd en diameter werden bemonsterd. Een site is een grotere eenheid (meestal een stortterrein) waar verschillende punten werden bemonsterd.

In het eerste deel van dit hoofdstuk werden opnamepatronen voor nutriënten en metalen over het groeiseizoen geëvalueerd (Tabel 5.1). De geselecteerde terreinen waren baggerstortterreinen (BAG) en infrastructuurstortterreinen (ISS). 8 Punten op BAG en 5 punten op niet-gecontamineerde ISS (Tabel 5.2) met spontaan ontwikkelde wilgen werden bemonsterd in 2002 met een 3-wekelijks interval tussen week 18 (eerste week van mei) en week 45 (eerste week van november). De bemonsterde soorten waren: Schietwilg (*S. alba*),

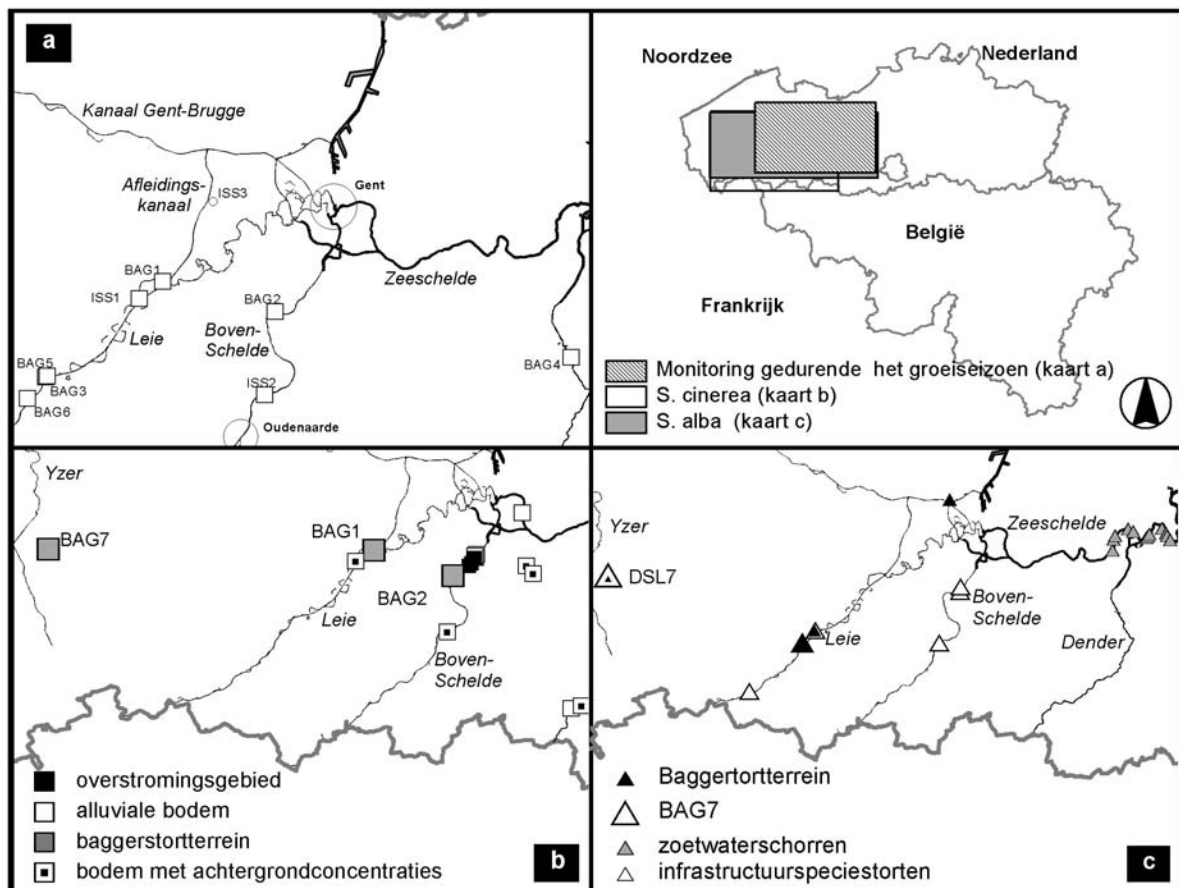
Boswilg (*S. caprea* L.), Grauwe wilg (*S. cinerea*) en Katwilg (*S. viminalis* L.). Voor 1 site op een ISS werden 4 soorten relatief dicht bij elkaar gevonden. Op het punt D3 konden slechts 3 exemplaren van *S. alba* bemonsterd worden.

In het tweede deel van dit hoofdstuk werd de opname van metalen en nutriënten door spontaan ontwikkelde *S. cinerea* en *S. alba* vergeleken voor verschillende terreinen (Tabel 5.1) op basis van bladstalen verzameld in de tweede helft van augustus. De geselecteerde terreinen waren enerzijds verontreinigde terreinen, namelijk baggerstortterreinen (BAG), zones onderhevig aan sedimentatie bij overstromingen (OSZ), en zoetwaterschorren (ZWS), en anderzijds locaties met achtergrondcontaminatie, namelijk infrastructuurstortterreinen (ISS) en alluviale bodems (ALLUV). De bodems op al deze terreinen zijn dus relatief recent. Alle bemonsterde bomen waren spontaan ontwikkeld met uitzondering van de bemonsterde schietwilgen op de ZWS, waarvoor de oorsprong niet met zekerheid gekend is. Het voordeel van het bestuderen van spontaan ontwikkelde planten is dat ze verondersteld worden aangepast te zijn aan de bestudeerde standplaatsomstandigheden.

De bemonsterde terreinen voor *S. cinerea* (Tabel 5.3) kunnen opgedeeld worden in 4 groepen: (a) baggerstortterreinen (3 terreinen: BAG2 (5 punten, met o.a. punt D2), BAG1 (4 punten, met o.a. punt D1) en BAG7 (6 punten)), (b) verontreinigde overstromingsgebieden, verder in de tekst omschreven als zones onderhevig aan sedimentatie (OSZ) (5 punten langs de Bovenschelde), (c) terreinen met licht-gecontamineerde alluviale bodems langs verschillende rivieren en beken in Oost-Vlaanderen (ALLUV, 4 punten) en (d) terreinen met achtergrondcontaminatie (ACO) inclusief infrastructuurstortterreinen (5 punten). Achtergrondcontaminatie wordt hier omschreven als normale achtergrondconcentraties in Vlaanderen (Tack et al., 1997) en is niet beïnvloed door contaminatie als gevolg van sedimentatie bij overstromingen. De BAG7 site (26.5 ha) werd gebruikt tussen 1990 en 2000 voor het landbergen van baggerspecie uit het stroomgebied van de IJzer en de polderkanalen (stortterrein ‘Nieuwe Stede’, zie Hoofdstuk 3). De BAG1 site (12.5 ha) werd tussen 1976 en 1983 opgehoogd met sedimenten uit de Leie nabij Deinze. De BAG2 site (13.3 ha) werd tussen 1992 en 1995 opgehoogd met baggerspecie uit de Bovenschelde (stortterrein ‘Bolveerput’, zie Hoofdstuk 2). Zowel de BAG2 als de BAG1 site werden gebruikt als één bekken, terwijl de BAG7 site onderverdeeld werd in 12 kleinere entiteiten die afzonderlijk opgehoogd werden. De BAG2 en BAG1 terreinen kunnen omschreven worden als moerassen met stagnerend water tijdens de herfst, winter en lente. De deelbekkens van de BAG7 hebben telkens een duidelijke textuurgradiënt met een lageregelegen kleiplaat met stagnerend water in de winter en een hogeregelegen zandig deel dat goed gedraineerd is.

S. cinerea liet de vergelijking toe van verschillende baggergronden, maar werd niet aangetroffen op ZWS. *S. alba* specimens werden daarom bemonsterd op (a) zoetwaterschorren langs de Zeeschelde tussen Wetteren en Temse (11 punten), (b) de relatief ongecontamineerde BAG7 site (3 punten), (c) verschillende verontreinigde en recent aangelegde BAG in het stroomgebied van de Schelde (11 punten, met als code BAG), en (d) niet-gecontamineerde infrastructuurstortterreinen (6 punten).

De bemonsterde terreinen worden aangeduid op Fig. 5.1. De bodemeigenschappen worden samengevat in Tabel 5.2 en 5.3. De metaalconcentraties in de meeste baggergronden waren verhoogd vergeleken met normale achtergrondconcentraties in Vlaanderen (90 % percentielwaarden tussen 0.6 – 2; 37 – 77 en 56 – 100 mg kg⁻¹ voor Cd, Cr respectievelijk Zn; Tack et al., 1997). Baggergronden zijn ook verontreinigd met PAHs, PCBs en pesticiden, maar systematische meetgegevens zijn momenteel niet beschikbaar.



Figuur 5.1. Studiegebied met de bemonsterde terreinen voor (a) verschillende wilgensoorten tijdens het groeiseizoen, (b) *Salix cinerea* en (c) *S. alba*. De ISS3 site op kaart (a) werd bemonsterd als referentie voor concentraties in wilgenstrooisel in een spontaan ontwikkeld wilgenbos.

5.2.2. Blad-, strooisel- en bodembemonstering

S. cinerea werd geïdentificeerd op basis van bladmorphologie (Weeda et al., 1999) en het voorkomen en de lengte van de *striae* op éénjarige takken (Meikle, 1984). *Striae* zijn longitudinale lijnen onder de schors. *S. cinerea* kan van *S. aurita* en *S. x multinervis* onderscheiden worden op basis van het voorkomen van uitsluitend lange *striae* op éénjarige takken (Meikle, 1984). *S. alba* werd hoofdzakelijk herkend op basis van bladmorphologie en beharing (Meikle, 1984; Weeda et al., 1999). In tegenstelling tot andere wilgensoorten werd *S. cinerea* zelden gebruikt voor wilgenculturen en selectieprogramma's.

De standaard bemonsteringsstrategie richt zich op individuele bomen of struiken. Ten minste 4 takken van verschillende hoogtes en posities in de kroon werden bemonsterd. Om de variabiliteit geassocieerd met de bemonstering in te schatten, werden 4 verschillende bomen of struiken van de zelfde wilgensoort en ongeveer dezelfde leeftijd en dimensie bemonsterd binnen een cirkel met een diameter van 15 m. Het gebruik van herhalingen resulteert in een locatiespecifieke concentratie maar met een indicatie van de variabiliteit tussen individuele bomen binnen een populatie. Stalen voor het bepalen van de evolutie van bladgehalten over een groeiseizoen werden driewekelijks verzameld bij gemerkte bomen tussen mei en november. Slechts de helft van de bomen hadden nog voldoende bladeren om bemonsterd te worden in week 45. Stalen voor het tweede deel van het onderzoek werden verzameld in de tweede helft van augustus (week 33). De stalen werden verzameld met een grote katapult (Mathias, 2001) voor hogere bomen (> 10 m) of een uitschuifbare boomzaag voor bomen kleiner dan 10 m (Blair, 1995). Ongeveer 1000 cm³ bladstalen werden verzameld per boom op elke bemonsterde locatie. Indien aanwezig, werd het overtollige stof van de bladeren verwijderd, maar de bladeren werden niet gewassen aangezien dit vermeden dient te worden bij het onderzoek naar metalen in de voedselketen (Ernst, 1990). De bladstalen werden daarna gedroogd gedurende 7 dagen bij 40 °C en gemalen (Pulverisette 14, Fritsch, Idar-Oberstein, Duitsland).

Om de variabiliteit van de bemonstering binnen één boom te evalueren, werd deze bemonsteringsprocedure 3 keer op hetzelfde ogenblik onafhankelijk van elkaar herhaald bij een volgroeide *S. alba* (diameter op borsthoogte (Dbh) > 120 cm). De relatieve standaarddeviatie (RSD, ook omschreven als de variatiecoëfficiënt) was lager dan 10% voor Cd, N, Cu en de asrest, tussen 15 en 25% voor Ca, P, S en K, en tussen 34 en 45% voor Zn, Mg, Mn en Na.

Op 5 punten (D3 & D4 (1 punt onder *S. viminalis* en 1 punt onder *S. alba*), D5, D6 en D7) werden stalen van de strooisellaag verzameld in week 5 en week 13 van 2002 op 5 punten op een oppervlakte van 0.5 x 0.5 m. 15 punten op een ISS met spontaan ontwikkelde wilgenvegetatie werden op identieke wijze bemonsterd (site aangeduid als ISS3 op Fig. 5.1). Twijgen, schors en ander niet-bladmateriaal werden verwijderd zodat enkel bladstrooisel bemonsterd werd. De stalen van de strooisellaag werd gewogen, gedroogd in een geventileerde oven bij 40° C, opnieuw gewogen en mechanisch gemalen (Pulverisette 14, Fritsch, Idar-Oberstein, Duitsland) en in afwachting van de analyses bewaard in donkere flesjes.

Tabel 5.1. Schematische samenvatting van de bemonsterde terreinen voor de 2 objectieven in dit hoofdstuk. BAG: baggerstortterreinen, ISS: infrastructuurstortterreinen (= geen of lage contaminatie), ALLUV: lichtgecontamineerde alluviale bodems, OSZ: sedimentatiezones (= verontreinigde overstromingsgevoelige gebieden), ZWS: zoetwaterschorren, ACO: terreinen met achtergrondconcentraties. De terreinen die vet aangeduid zijn, werden ook gebruikt voor strooiselbemonstering.

Deel 1: opnamepatroon van nutriënten en metalen over het groeiseizoen <u>bemonstering</u> : 3-wekelijks interval van mei (week 18) tot november (week 45)			
	Geen of lage contaminatie	Licht-gecontamineerd	Hoge contaminatie
<i>Salix cinerea</i>			
ISS (□)	ISS1, ISS2		
BAG (■)			BAG1, BAG2
<i>Salix alba</i>			
ISS (△)	ISS2		
BAG (▲)			BAG3, BAG5, BAG6
<i>Salix viminalis</i>			
ISS (○)	ISS2		
BAG (●)			BAG3
<i>Salix caprea</i>			
ISS (◇)	ISS2		
BAG (◆)			BAG4
Deel 2: Verschillen in opname voor verschillende standplaatsen <u>bemonstering</u> : tweede helft van augustus			
	Geen of lage contaminatie	Licht-gecontamineerd	Hoge contaminatie
<i>Salix cinerea</i>			
BAG (■)	BAG7		BAG1, BAG2
Andere bodems	ACO	ALLUV	OSZ
<i>Salix alba</i>			
BAG (▲)	BAG7		BAG
Andere bodems	ISS		ZWS

Op elk punt waar wilgen bemonsterd werden, werd de bovenste bodemhorizont met 4 herhalingen bemonsterd voor fysicochemische karakterisatie. De minimum vastgestelde dikte voor de bovenste horizont was 15 cm. Voor de BAG en ZWS waren de horizonten niet eenvoudig te onderscheiden en daarom werden bodemstalen verzameld tot op een diepte van 30 cm. Bodemprofielen op BAG werden vroeger reeds bemonsterd tot op een diepte van ten minste 1m voor verkennend onderzoek.

5.2.3. Chemische analyse

De gebruikte methodes voor blad-, strooisel- en bodemanalyse worden beschreven in Hoofdstuk 1. Totale concentraties van Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, S, P en Zn in de bodem zijn pseudo-totale *aqua regia*-extraheerbare concentraties gemeten met ICP-AES na microgolfvondigestie. Bioconcentratiefactoren (BCF) voor Cd en Zn worden gedefinieerd als de verhouding [bladconcentratie/totale bodemconcentratie (*aqua regia*)].

5.2.4. Bladoppervlaktemetingen en fluctuerende asymmetrie in de bladeren

Voor alle bemonsterde *S. cinerea* met uitzondering van de bomen bemonsterd op de BAG7 site, werd de fluctuerende asymmetrie in de bladeren gebruikt als een potentiële stress-indicator. Per *S. cinerea* werd het vijfde blad van 5 vegetatieve scheuten verzameld en gedroogd tussen bladen filterpapier. Er werden dus 4x5 bladeren verzameld per punt. De oppervlakte van de bladeren werd gescand met een SONY powerHAD DXP-950P camera en de beelden werden digitaal gescheiden in de linkse (HL) en rechtse (HR) helft met de hoofdnerf als grens. De oppervlakte van elke helft werd opgemeten met Leica Quips software. Fluctuerende asymmetrie in de bladeren werd berekend na standaardisatie voor de bladoppervlakte volgens de formule: fluctuerende asymmetrie = $2 \times \frac{\text{Absolute waarde}(\text{HR}-\text{HL})}{(\text{HR}+\text{HL})}$ (Kozlov et al., 1996). Drie variabelen werden geselecteerd voor verdere analyse: de gemiddelde fluctuerende asymmetrie per boom (FA_{gem}), de maximale fluctuerende asymmetrie per boom (FA_{max}) en maximale bladoppervlakte gemeten per boom (LA_{max}).

5.2.5. Statistiek

5.2.5.1. Bladconcentraties over het groeiseizoen

Verschillen tussen BAG en ISS in Cd en Zn-concentraties in de bladeren voor week 33 (concentraties relatief uitgedrukt t.o.v. de concentraties gemeten in week 42) werden vergeleken met een gepaarde t-test voor de punten die tijdens het groeiseizoen bemonsterd werden. ANOVA met als factoren ‘periode’ en ‘punt’ werd gebruikt voor de vergelijking tussen Cd en Zn-concentraties in de bladeren in week 42 en strooiselconcentraties in week 5 en 13 voor de punten D3, D4, D5, D6 en D7. Cd-concentraties werden log₁₀-getransformeerd vóór de statistische analyse.

5.2.5.2. Vergelijking van bladgegevens voor *S. cinerea* en *S. alba*

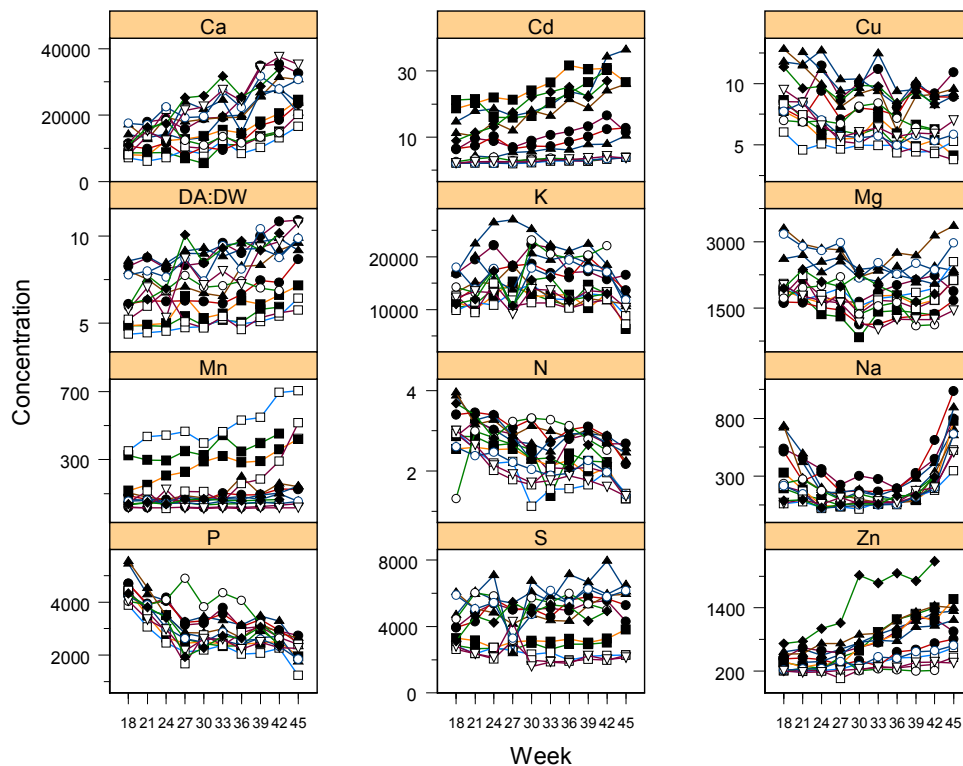
ANOVA werd gebruikt voor vergelijking van zowel bodem- als bladeigenschappen van de locaties met *S. cinerea* en *S. alba* nadat de variabelen getest werden op normaliteit en homoscedasticiteit. De bodemgegevens voor Cd, S en elektrische geleidbaarheid (EC) werden log₁₀-getransformeerd voor zowel *S. cinerea* als *S. alba*, Mn werd log₁₀-getransformeerd voor *S. cinerea*. Bladconcentraties aan Cd en Mn en de BCF voor Cd en Zn werden log₁₀-getransformeerd voor zowel *S. cinerea* als *S. alba*. Meervoudige vergelijking tussen de bemonsterde bodemtypes en de referentiewaarden voor bodem en blad werd uitgevoerd met de Dunnett-test (0.95 betrouwbaarheid). Voor *S. cinerea* werden de bladgegevens voor ACO, ALLUV en OSZ achtereenvolgens aangewend als referentie voor de baggerstortterreinen BAG2, BAG1 en BAG7. Bodemgegevens voor *S. cinerea* en bodem- en bladgegevens voor *S. alba* werden vergeleken met de gegevens voor ACO respectievelijk ISS als referentie.

5.3. Resultaten

5.3.1. Bladconcentraties over het groeiseizoen

Figuur 5.2 toont een algemeen dalende trend in bladconcentraties tijdens het groeiseizoen voor N, P en Cu, en een stijgende trend voor Ca, Cd, Zn, Mn en asrest. S-concentraties bleven eerder constant. Voor Na daalden de concentraties sterk tijdens de eerste weken van het groeiseizoen maar stegen zeer sterk tijdens de herfst. De trends zijn niet duidelijk voor Mg en K.

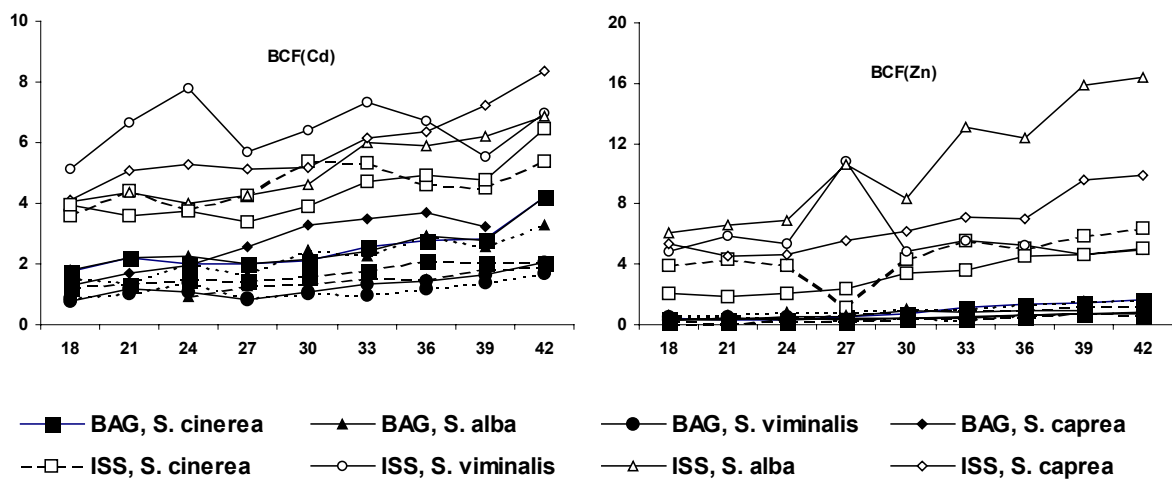
Figuur 5.2 toont ook een aantal trends in functie van de site (BAG of ISS) en de wilgensoort. Er zijn geen consistente observaties voor N, P, Ca, Mg en Na. Voor deze elementen wordt de opname blijkbaar beïnvloed door zowel het bodemtype als de wilgensoort. Voor Zn en Cd worden de bladconcentraties hoofdzakelijk bepaald door het bodemtype, met hoge bladconcentraties voor de baggergronden (BAG, zwarte symbolen in Fig. 5.2). Voor K, Mn en asrest zijn er duidelijke verschillen tussen *S. cinerea* (vierkante symbolen op Fig. 5.2) en de andere wilgensoorten, onafhankelijk van het bodemtype. De verschillen zijn minder uitgesproken voor Cu en S. De Mn-concentraties zijn hoger voor *S. cinerea*, terwijl de K, Cu en S-concentraties en de asrest lager zijn.



Figuur 5.2. Opnamepatronen voor Cd, Zn, Cu, Mn, K, Ca, asrest, N, S, P, Mg en N in de bladeren tijdens een groeiseizoen voor wilgen op baggerstortterreinen (zwarte symbolen) en infrastructuurstortterreinen (open symbolen) voor *S. cinerea* (vierkanten), *S. alba* (driehoeken), *S. viminalis* (cirkels) en *S. caprea* (ruiten). N en asrest wordt uitgedrukt als %, andere elementen worden uitgedrukt als mg kg^{-1} DS.

Het standplaatseffect was dus enkel belangrijk voor Zn en Cd. De evolutie tijdens het groeiseizoen van de bioconcentratiefactor (BCF) voor deze elementen wordt getoond in Fig. 5.3. In tegenstelling tot de absolute bladconcentraties waren de BCF-waarden duidelijk lager voor de wilgen op BAG, wat aantoont dat de bladconcentraties niet lineair met de bodemconcentraties stegen. Het relatieve opnamepatroon voor Zn op baggerstortterreinen was proportioneel met de opname van Cd en Mn voor alle soorten behalve *S. cinerea*, waar de Zn-opname duidelijk trager was vroeg in het groeiseizoen (Fig. 5.4).

In vorige studies en voor de verdere verwerking van de gegevens voor *S. cinerea* en *S. alba* werden de bladstalen verzameld in de tweede helft van augustus als referentiebemonsteringsperiode (UN/ECE-EC, 1998). De Cd-concentraties in week 33 waren respectievelijk 74 en 93% van de concentratie gemeten in week 42 voor de BAG en ISS terreinen. Het verschil tussen beide bodemtypes was nauwelijks significant ($p = 0.0585$). De Zn-concentraties in week 33 waren 66 (BAG) en 90% (ISS) van de concentraties in week 42 en het verschil tussen beide bodemtypes was zeer significant ($p < 0.001$).



Figuur 5.3. Evolutie van de bioconcentratiefactor (BCF) tijdens een groeiseizoen voor wilgen op baggerstortterreinen (zwarte symbolen) en infrastructuurstortterreinen (open symbolen) voor *S. cinerea* (vierkanten), *S. alba* (driehoeken), *S. viminalis* (cirkels) en *S. caprea* (ruiten).

Tabel 5.2. Bodemeigenschappen van de baggerstortterreinen (BAG) en infrastructuurstortterreinen (ISS) gebruikt als referentie waar wilgen werden bemonsterd tijdens het groeiseizoen. Metaalconcentraties in de bodem zijn *aqua regia* -extraheerbare concentraties (mg kg⁻¹ droge bodem). Waarden tussen haakjes zijn standaarddeviaties (3 herhalingen)

Soort	Klei (%)	CaCO₃ (%)	OM (%)	pH_{H2O}	Mn	Cu	Cr	Zn	Cd
<i>S. cinerea</i>	22 (6)	2.3 (1.2)	3.5 (1.4)	7.4 (0.5)	1036 (590)	17 (9)	57 (6)	99 (18)	0.6 (0.1)
<i>S. cinerea</i>	12 (1)	6.5 (0.8)	2.1 (0)	8.3 (0.2)	208 (14)	6 (1)	41 (3)	50 (16)	0.6 (0.2)
<i>S. viminalis</i>	14 (5)	7.6 (2.8)	2.1 (0.5)	8.3 (0.1)	228 (92)	6 (4)	34 (14)	42 (16)	< 0.5
<i>S. alba</i>	11 (1)	5.7 (0.4)	2 (0)	8.5 (0.1)	172 (7)	4 (1)	31 (4)	36 (6)	< 0.5
<i>S. caprea</i>	9 (0)	4 (0.5)	2.1 (0.4)	8.2 (0.2)	156 (6)	3 (1)	29 (2)	37 (11)	< 0.5
<i>S. cinerea</i>	39 (2)	8.5 (1.6)	8 (0.9)	7.4 (0)	407 (33)	171 (17)	292 (26)	1766 (175)	15 (1.4)
<i>S. cinerea</i>	33 (2)	9.9 (0.3)	8.2 (0.5)	7.2 (0.1)	NA	104 (4)	374 (11)	858 (33)	10.7 (0.6)
<i>S. alba, S. viminalis</i>	30 (10)	7.7 (0.9)	5.3 (2.1)	7.6 (0.3)	336 (68)	120 (57)	166 (73)	864 (448)	7.3 (4.2)
<i>S. caprea</i>	31 (1)	2 (1)	5.8 (0.1)	7 (0.1)	524 (7)	44 (0)	69 (4)	2143 (37)	6.8 (0.1)
<i>S. alba</i>	31 (4)	8 (0.6)	6.7 (0.8)	7.3 (0.2)	317 (28)	107 (26)	132 (29)	830 (236)	4.2 (1.4)
<i>S. alba, S. viminalis</i>	40 (1)	7.2 (1)	11.6 (0.3)	7.1 (0.1)	464 (38)	208 (5)	199 (13)	1602 (77)	8.1 (2.6)

Tabel 5.3. Gemiddelde bodemeigenschappen voor de bemonsterde terreinen voor *S. cinerea* en *S. alba*. Waarden in vet aangeduid zijn significant verschillend (Dunnnett test met een 0.95 betrouwbaarheid, ***: $p < 0.001$, **: $p < 0.01$, *: $p < 0.05$) van de ACO (*S. cinerea*) en ISS (*S. alba*) terreinen gebruikt als referentie. Metaalconcentraties in de bodem zijn *aqua-regia* extraheerbare concentraties. Het aantal herhalingen (n) wordt vermeld in de eerste rij (ALLUV: alluviale bodems, OSZ: gecontamineerde sedimentatiezones, BAG: baggerstortterreinen, ZWS: zoetwaterschorren)

	<i>S. cinerea</i>						p	<i>S. alba</i>				p
	ACO	ALLUV	OSZ	BAG1	BAG2	BAG7		ISS	ZWS	BAG7	BAG	
n	18	14	19	12	12	24		15	48	16	33	
punten	5	4	5	5	4	6		6	3	11	11	
klei (%)	19.7	31.8	33.8	36.1	38.3	40.0	***	19.1	39.6	39.8	38.1	***
Cd (mg/kg droge bodem)	0.6	2.3	21.0	12.8	11.9	0.8	***	1.21	8.68	0.72	7.67	***
Zn (mg/kg droge bodem)	89	337	1215	1425	1137	315	***	130	900	290	1427	***
Cu (mg/kg droge bodem)	14.7	35.8	73.2	132.4	168.8	45.5	***	17	137	41	182	***
Mn (mg/kg droge bodem)	540	473	435	417	724	NA	*	301	NA	NA	372	
Ca (mg/kg droge bodem)	9177	13773	12173	38907	56283	NA	***	29502	NA	NA	35537	
Mg (mg/kg droge bodem)	3065	4677	3303	6201	4788	NA	***	3900	NA	NA	5240	*
P (mg/kg droge bodem)	670	1115	1585	3093	4036	1738	***	658	4711	1685	4017	***
S (mg/kg droge bodem)	379	1199	2022	1707	2902	7287	***	342	2619	7562	3439	***
OM (%)	3.7	10.6	13.4	8.4	8.6	15.2	***	2.7	8.8	11.2	8.1	***
CaCO ₃ (%)	1.9	2.4	4.1	7.9	11.6	3.7	***	6.5	8.5	4.9	8.5	***
pHH ₂ O	6.9	7.1	7.2	7.3	7.4	6.3	***	8.1	7.5	6.8	7.2	***
pHCaCl ₂	6.1	6.5	6.7	6.9	7.2	6.0	***	7.5	7.0	6.7	6.9	***
EC (µS/cm)	115	263	473	504	757	1291	***	162	318	1729	1174	***

Tabel 5.5. Gemiddelde bladeigenschappen voor de bemonsterde *S. cinerea* en *S. alba*. Waarden aangeduid in **vet** zijn significant verschillend (Dunnett test met een 0.95 betrouwbaarheid, ***: $p < 0.001$, **: $p < 0.01$, *: $p < 0.05$) van de referentieconcentratie voor bladeren (ACO resp. ISS). Daarnaast werden de gegevens voor *S. cinerea* voor BAG2, BAG1 en BAG7 vergeleken met ALLUV en OSZ. De significant verschillende resultaten zijn *schuin* resp. onderlijnd (p-waarden worden niet getoond). Het aantal herhalingen (n) is aangeduid in de eerste rij (ALLUV: alluviale bodems, OSZ: gecontamineerde sedimentatiezones, BAG: baggerstortterreinen, ZWS: zoetwaterschorren)

	<i>S. cinerea</i>							<i>S. alba</i>				
	ACO	ALLUV	OSZ	BAG1	BAG2	BAG7	p	ISS	ZWS	BAG7	BAG	p
n	20	16	20	16	20	22		24	44	10	43	
plots	5	4	5	4	5	6		6	11	3	11	
Cd (mg/kg DS)	5.1	9.0	21.3	15.5	15.2	<u>4.7</u>	***	3,3	3,3	2,2	7,8	***
Zn (mg/kg DS)	508	765	909	<u>578</u>	700	<u>638</u>	**	300	361	626	732	***
Cu (mg/kg DS)	6.2	5.5	5.4	4.7	5.1	<u>6.7</u>	***	10	9,4	9,3	10,6	
Mn (mg/kg DS)	536	429	262	267	<u>389</u>	<u>815</u>	**	33	64	82	122	***
Ca (mg/kg DS)	16123	12635	12459	13116	11700	12483	**	25438	20589	22795	19143	***
P (mg/kg DS)	3774	4222	3968	3135	<u>3081</u>	3220	**	2852	2973	3570	3064	*
S (mg/kg DS)	2596	2676	2896	3114	2966	3235	**	5692	6188	7289	6073	*
N (mg/kg DS)	2.16	2.39	2.40	2.25	<u>2.10</u>	2.33		2,39	2,67	2,3	3.07	***
DA:DS (%)	6.1	5.3	5.6	5.1	4.9	5.2	***	9.4	8.9	8.6	8.3	**
Na (mg/kg DS)	79	77	93	66	81	106		107	179	195	80	**
K (mg/kg DS)	11659	11005	12881	12005	<u>10370</u>	12396		21514	17456	19543	19490	**
Mg (mg/kg DS)	2146	1989	1675	1704	1851	1777	*	2370	2624	3016	2138	***
BCFCd	9.18	4.53	1.73	1.29	1.40	<u>5.41</u>	***	3.92	0.41	3.35	1.09	***
BCFZn	6.48	2.66	1.11	<u>0.44</u>	0.68	2.28	***	4.85	0.42	2.46	0.56	***
LA _{max} (mm ²)	1436	1801	1753	1596	1644	NA						
FAGem (mm ²)	0.100	0.102	0.120	0.117	0.111	NA						

Op BAG en ISS die niet onder water staan tijdens de winter werd de strooiselkwaliteit en –afbraak onderzocht. Gegevens over strooiselhoeveelheden werden reeds eerder besproken (Vandecasteele et al., 2002b). Voor de punten D3, D4, D5, D6 en D7 werden de Cd- en Zn-gegevens voor de bladeren voor week 42 vergeleken met strooiselconcentraties voor de strooiselstalen die in week 5 (februari) en week 13 (april) verzameld werden. Voor Cd was er geen invloed van het bemonsteringstijdstip, terwijl de invloed van de locatie op de resultaten zeer significant was ($p < 0.001$). Voor Zn was er een interactie tussen de factoren ‘punt’ en ‘bemonsteringstijdstip’ ($p = 0.003$) (Tabel 5.4). Referentieconcentraties voor strooisel op de ISS3 site bedroegen 3.8 ± 1.1 mg Cd kg⁻¹ DS en 346 ± 87 mg Zn kg⁻¹ DS in week 5 en 3.6 ± 1.2 mg Cd kg⁻¹ DS en 332 ± 70 mg Zn kg⁻¹ DS in week 13. Zowel voor de Cd- als voor de Zn-concentraties in de strooiselstalen in de referentiesituatie werd er bij de gepaarde t-test geen significant verschil tussen de twee bemonsteringsperiodes vastgesteld.

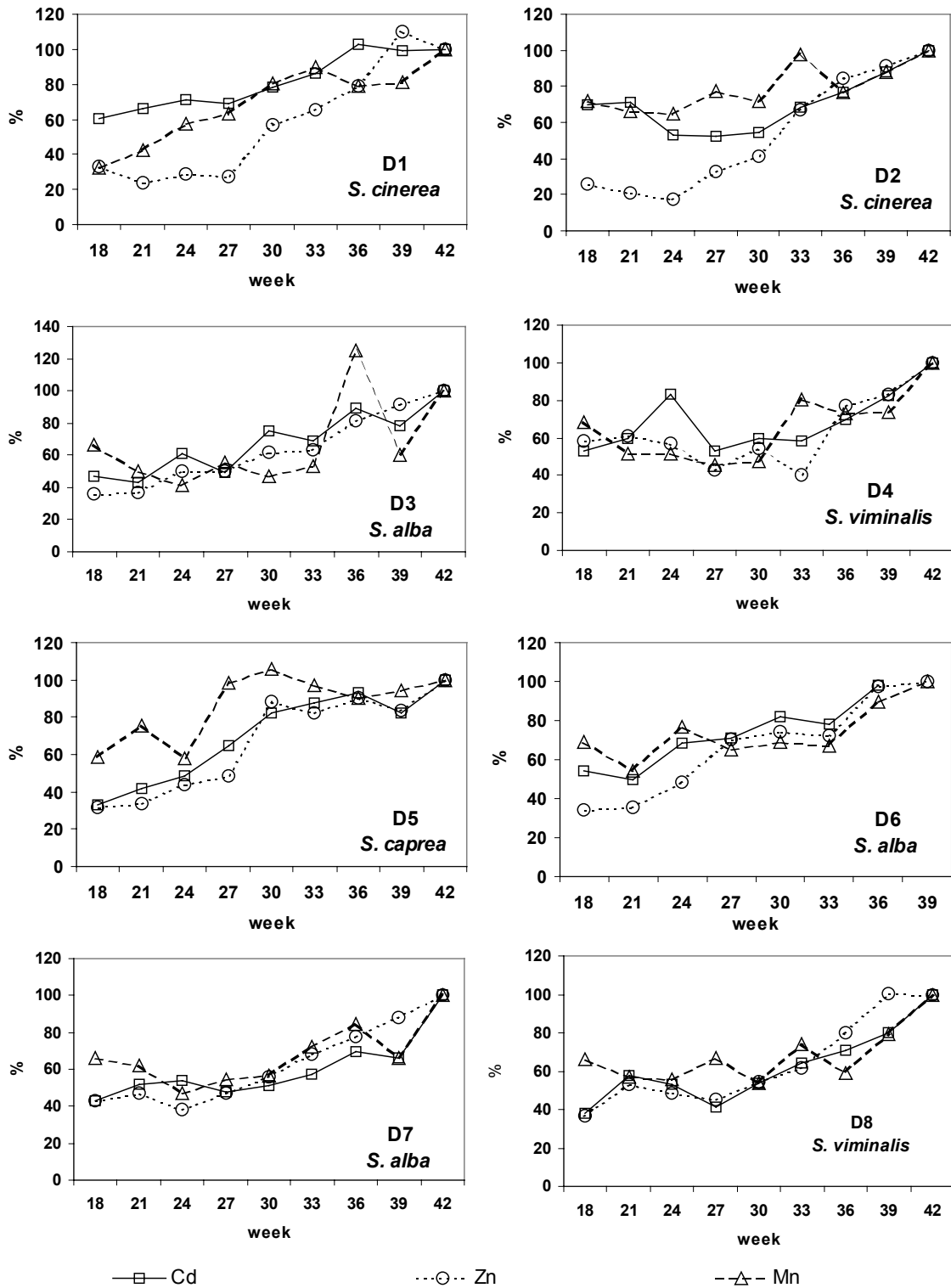
Tabel 5.4. Vergelijking tussen bladconcentraties (mg kg⁻¹ DS) aan het einde van het groeiseizoen (week 42) en strooiselconcentraties in week 5 (februari) en week 13 (april) voor 5 punten op baggerstortterreinen. Het aantal herhalingen is tussen haakjes aangeduid

plot	Cd			Zn		
	week 42	week 5	week 13	week 42	week 5	week 13
D3	24.0 (3)	21.5 (5)	13.7 (3)	1439	999	1018
D4	12.3 (4)	26.5 (5)	22.2 (2)	726	1693	1629
D5	27.0 (3)	26.8 (5)	25.9 (5)	2289	2569	2508
D6	7.9 (4)	8.3 (5)	8.8 (5)	1060	1021	1157
D7	25.4 (8)	29.2 (5)	22.4 (3)	1252	1474	1253

5.3.2. Vergelijking van bladgegevens voor *S. cinerea* en *S. alba* op verschillende bodemtypes: standplaatseffecten

De bodem-plant-relaties voor Cd en Zn voor *S. cinerea* en *S. alba* (Fig. 5.5) werden sterk beïnvloed door andere factoren dan enkel de bodemconcentraties, terwijl voor Cu en S (Fig. 5.5) en Mn en K (Tabel 5.5), het soorteffect op bladconcentraties dominantier was dan het effect van de bodemconcentraties. Vooraleer de bladgegevens voor *S. alba* en *S. cinerea*

statistisch verwerkt worden, werden de bodemeigenschappen van de terreinen vergeleken met ANOVA.



Figuur 5.4. Relatieve opname van Cd (vierkanten), Mn (driehoeken) en Zn (cirkels) tijdens het groeiseizoen voor wilgen op 8 punten (D1-D8, zie Fig. 5.1 en Tabel 5.2) op verontreinigde

baggerstortterreinen. Waarden zijn gemiddelden voor 4 individueel bemonsterde bomen en worden relatief uitgedrukt t.o.v. de concentratie gemeten in week 42.

5.3.2.1. *S. cinerea*

Verschillen in bodemeigenschappen tussen terreinen met achtergrondcontaminatie en andere terreinen worden getoond in Tabel 5.3. Algemeen geldt dat alle terreinen een hoger kleigehalte en hoger organische stofgehalte (OS) in de bodem hebben dan de ACO-terreinen. BAG2, BAG1 en OSZ zijn duidelijk verontreinigd met metalen en hebben kalkrijke bodems met hoge P-concentraties.

Voor de bladconcentraties aan Mg, K, Na en N werden er geen verschillen gedetecteerd tussen de terreinen. Voor Cd, Ca, Cu, P, S, asrest, Zn en Mn waren de verschillen ten opzichte van ACO significant ($p < 0.01$). Voor Cd in de bladeren en BCF(Cd) waren de verschillen tussen de terreinen zeer significant ($p < 0.001$). De meervoudige vergelijking van de gemiddelden bevestigde dat de bladconcentraties significant hoger waren voor BAG2, BAG1 en OSZ dan voor ACO. In tegenstelling daarmee waren de gegevens voor ALLUV en BAG7 niet significant verschillend relatief t.o.v. de gegevens voor ACO. BCF(Cd) was significant lager voor alle terreinen behalve voor BAG7. De BCF voor Zn was significant lager voor alle baggergronden (BAG en OSZ) en ALLUV dan voor ACO.

Daarnaast werden de bladgegevens voor ALLUV en OSZ ook gebruikt als referentie voor meervoudige vergelijking met gegevens voor BAG2, BAG1 en BAG7. De keuze van de referentie beïnvloedde sterk de evaluatie van de Cd- en Zn-bladconcentraties op BAG (Tabel 5.5).

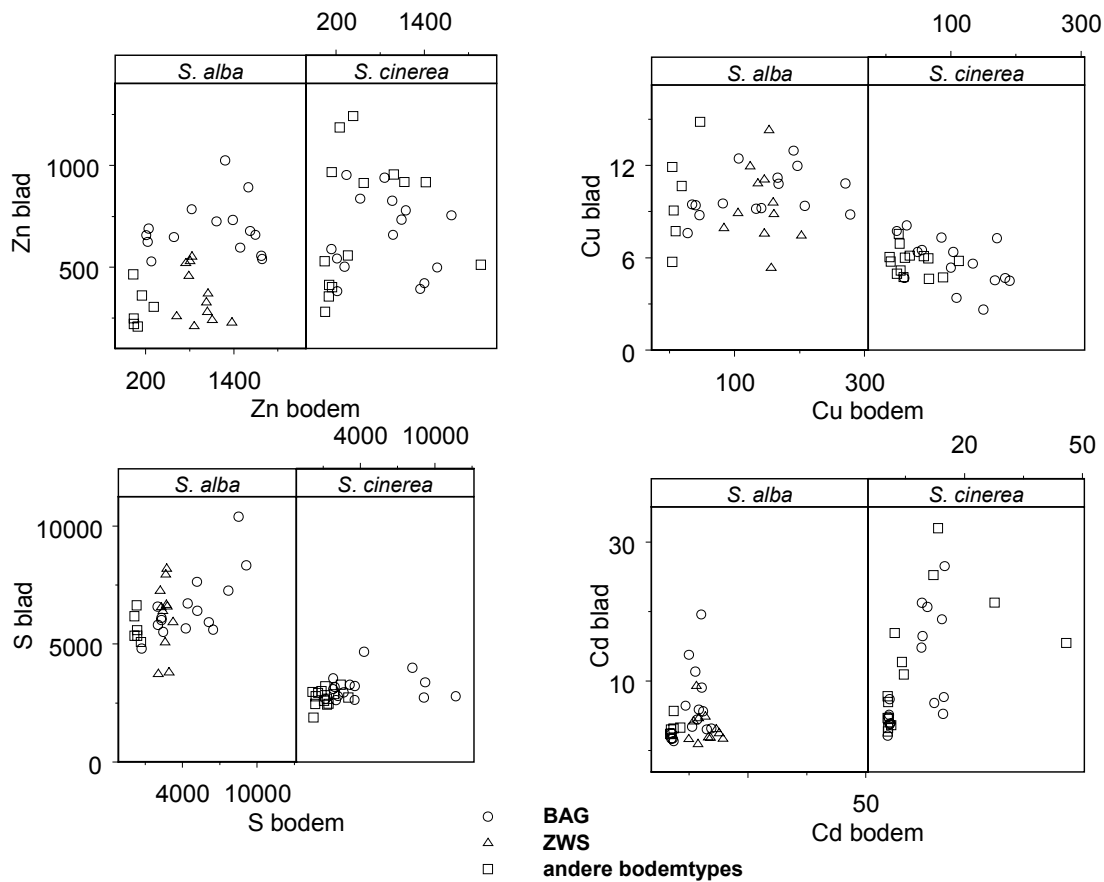
Gegevens over fluctuerende asymmetrie in de bladeren als een potentiële stressindicator werden vergeleken met bladconcentraties voor de gemeten elementen en asrest. Er werd geen significante correlatie met de bladeigenschappen gevonden bij het gebruik van stapsgewijze lineaire regressie. Zowel voor FA_{max} , FA_{gem} als LA_{max} , gebruikt als stressindicatoren en groeiparameters, werden geen verschillen tussen de terreinen gedetecteerd met ANOVA. De resultaten voor FA_{gem} en LA_{max} worden in Tabel 5.5 getoond.

5.3.2.2 *S. alba*

Er werden duidelijke verschillen in bodemeigenschappen tussen de bemonsterde terreinen vastgesteld (Tabel 5.3). De pH_{H2O} was op alle terreinen hoger dan 7. OM, kleigehalte

en N_{bodem} was vergelijkbaar op alle terreinen behalve voor de infrastructuurstortterreinen (lage concentraties). Het percentage CaCO_3 was lager voor de BAG7 site, terwijl EC zeer hoog was voor alle BAG. P-concentraties in de bodem waren hoog voor BAG en ZWS, S-concentraties waren hoog bij BAG7, intermediair bij BAG en ZWS en het laagst voor ISS. De metaalconcentraties waren hoger voor BAG en ZWS, en laagst voor BAG7 en ISS. Enkel voor Zn waren de bodemconcentraties hoger voor BAG dan voor ZWS.

Verschillen in bladconcentraties t.o.v. de gegevens voor ISS, hier gebruikt als referentie, worden gegeven in Tabel 5.5. In tegenstelling tot de Cd- en Zn-concentraties in de bodem voor zowel ZWS als BAG, die significant hoger waren dan de referentie, waren de Cd- en Zn-concentraties in de bladeren enkel voor BAG significant hoger. Zowel BCF(Cd) als BCF(Zn) waren lager voor ZWS en BAG in vergelijking met ISS. Er was een duidelijk verschil in leeftijd van de bomen tussen de terreinen, wat geïllustreerd wordt door de gemiddelde omtrek van de bomen op borsthoogte (Dbh). Deze waren 20, 25, 44 respectievelijk 104 cm voor BAG7, BAG, ISS en ZWS.



Figuur 5.5. Cd, Cu, Zn en S concentraties in de bladeren (mg kg^{-1} DS) in relatie tot bodemconcentraties (mg kg^{-1} droge bodem) voor baggerstortterreinen (BAG, cirkels), zoetwaterschorren (ZWS, driehoeken) en andere bodems (vierkanten). Waarden zijn uitgemiddeld per punt.

5.4. Discussie

5.4.1. Evolutie van de bladconcentraties over een groeiseizoen

De vastgestelde trends over het groeiseizoen voor Cd, Mn, Na, Mg, N, P, Ca, en S (Fig. 5.2) zijn vergelijkbaar met gegevens van Ernst (1990) voor verschillende loofboomsoorten, van Piczak et al. (2003) voor bomen in verstedelijkte gebieden en gegevens van Vervaeke en Lust (2001) voor jonge *S. triandra* en *S. fragilis* op een baggerstortterrein. De dalende Cu-concentraties over het groeiseizoen werden ook vastgesteld door Ernst (1990),

terwijl Vervaeke en Lust (2001) geen stijging noch een daling vaststelden. Piczak et al. (2003) rapporteerden variabele patronen voor *S. fragilis*. De Cu-concentraties in de bladeren waren laag vergeleken met de bodemconcentraties op BAG (Tabel 5.3). Algemeen gezien variëren de trends voor K en Zn sterk (Ernst, 1990), maar de stijgende Zn concentraties over het groeiseizoen werden ook door Vervaeke en Lust (2001) en door Piczak et al. (2003) gerapporteerd. Dalende bladconcentraties zijn typisch voor limiterende sporenelementen die getransloceerd worden naar nieuwe of persistente organen, terwijl andere essentiële en alle niet-essentiële chemische elementen (bijv. Cd) accumuleren met het ouder worden van de bladeren (Ernst, 1990).

S, K, Mn en Cu-concentraties in de bladeren van *S. cinerea* waren duidelijk verschillend van de andere bemonsterde wilgensoorten (Fig. 5.2, Tabel 5.5). *S. cinerea* is een typische soort in wilgenbosjes op moerassige bodems, terwijl de andere bemonsterde soorten typisch aangetroffen worden in rivierbegeleidende wilgenbossen die periodiek overstroomd worden (Bal et al., 2001). Zelfs in de zomer kan *S. cinerea* stagnerend water overleven (Weeda et al., 1999). Het is dus een moerasplant. De vastgestelde verschillen in opnamepatronen kunnen gerelateerd worden met een verschillend biogeochemisch gedrag van de elementen tussen de bodems. In gereduceerde bodems zijn Cu en S meestal aanwezig als onoplosbare sulfides, terwijl Mn meer beschikbaar is. Zn blijkt minder beschikbaar te zijn dan Cd en Mn in de eerste helft van het groeiseizoen voor *S. cinerea* (Fig. 5.4). De verschillen in bladconcentraties tussen *S. cinerea* en *S. alba* voor Cu, Mn, S en K worden ook duidelijk geïllustreerd in Tabel 5.5 en Fig. 5.5. In tegenstelling tot observaties voor graangewassen op een verontreinigd baggerstortterrein (Smilde et al., 1982) werd geen Mn-gebrek vastgesteld of verwacht op basis van de gemeten bladconcentraties.

Zowel op BAG als op terreinen met achtergrondcontaminatie zijn de Cd-concentraties in de bladeren hoger (Tabel 5.5) voor *S. cinerea*, een typische soort voor moerassige standplaatsen, terwijl men eerder een lagere beschikbaarheid zou verwachten op basis van de lagere oxidatie-reductie-potentiaal in moerasbodems (Gambrell, 1994). De meeste bemonsterde punten voor *S. cinerea* op baggergronden werden gekenmerkt door stagnerend water tot halfweg mei. Het drogen en oxideren van de bodem begin juni kan een verhoogde biobeschikbaarheid van Cd op deze specifieke punten veroorzaakt hebben. Het droogvallen en de oxidatie kan resulteren in een hogere biobeschikbaarheid van metalen in het bodemsubstraat (Tack et al., 1998). Van den berg *et al.* (1998) besloten dat fluctuerende hydrologische condities in een verontreinigde moerasbodem resulteerden in hogere metaalconcentraties in het poriënwater tijdens de zomer als gevolg van de afbraak van

organisch materiaal en de oplossing van sulfide. Stoltz en Greger (2002) hebben vastgesteld dat de accumulatie voor Cd en Zn in de scheuten op onder water geborgen verontreinigd mijnafval 10 keer hoger was voor wilgen (*S. phyllicifolia* en *S. borealis*) dan voor andere soorten moerasplanten.

In situaties met droge landbodems zijn de Cd- en Zn-concentraties in de bladeren op het einde van het groeiseizoen vergelijkbaar met de strooiselconcentraties in week 5 en week 13 (Tabel 5.4), wat aangeeft dat de bladsamenstelling relatief constant blijft tijdens de strooiselafbraak. De Cd- en Zn-concentraties in het strooisel waren respectievelijk 5 en 4.5 keer hoger dan in wilgenbossen met achtergrondcontaminatie. De strooiselconcentraties zijn substantieel lager dan de waarden die door Martin en Bullock (1994) gerapporteerd werden voor eikenbossen met extreme strooiselaccumulatie nabij zinksmelterijen. De strooiselconcentraties gemeten door Martin en Bullock (1994) waren 39-112 mg Cd kg⁻¹ DS en 1900-3500 mg Zn kg⁻¹ DS. Grelle et al. (2000) stelde dikke, traag-afbrekende strooisellagen met strooiselconcentraties van 300 mg Cd kg⁻¹ DS, 30000 mg Zn kg⁻¹ DS en 5000 mg Pb kg⁻¹ DS vast voor de meest verontreinigde terreinen nabij een smelterij.

5.4.2. Standplaatseffecten op bladconcentraties voor *S. cinerea* en *S. alba*

Zowel voor *S. cinerea* als voor *S. alba* werden de Cu-concentraties in de bladeren (Tabel 5.5) nauwelijks beïnvloed door de Cu-concentraties in de bodem (Fig. 5.5, Tabel 5.3). Nochtans werd er een groot verschil in bladconcentraties tussen beide soorten vastgesteld als gevolg van de standplaatseigenschappen. Toch waren de waarden substantieel lager dan de bladconcentraties tussen 183 en 681 mg Cu kg⁻¹ DS die gemeten werd voor wilgensoorten nabij Cu-verwerkende industrie (Dickinson, 2000).

Otte en Wijte (1993) besloten dat naast bodemsamenstelling en de speciatie van metalen andere habitat- of standplaatseigenschappen de Cu- en Zn-concentraties voor brandnetels (*Urtica dioica*) bepalen. In ons onderzoek hebben we ook een aantal standplaatseffecten onderscheiden. Er werd een duidelijk standplaatseffect op de Cd- en Zn-biobeschikbaarheid vastgesteld: de Cd-concentraties in de bladeren waren significant hoger voor de verontreinigde BAG en de OSZ relatief t.o.v. de referentiesituaties (Tabel 5.5). Daarentegen was de BCF voor Cd het hoogst voor de referentiesituatie (Fig. 5.3). De achtergrondwaarden voor Cd en Zn in wilgenbladeren worden gekenmerkt door hoge concentratiefactoren (Eriksson en Ledin, 1999; Nissen en Lepp, 1997, Vandecasteele et al.,

2002). Er werd geen verschil in BCF voor Cd vastgesteld tussen de verontreinigde BAG en de OSZ (Tabel 5.5). De bodemverontreiniging van de bovenste horizont was vergelijkbaar voor OSZ, BAG1 en BAG2 (Tabel 5.3). Beide substraattypes hebben echter een verschillende morfologie, historiek en genese. Als gevolg van het sedimentatieproces resulteert de verontreiniging voor OSZ in bodemverontreiniging geconcentreerd in de bovenste cm van het bodemprofiel. Het ontwikkelde bodemprofiel wordt geleidelijk verontreinigd door afzettingen op het bodemprofiel. In de bestudeerde BAG wordt het nieuwe bodemprofiel in één keer over een grote diepte gerealiseerd (> 100 cm in de bestudeerde situaties), waarbij de bodemvormende processen starten vanuit een initieel gereduceerde sedimentlaag. BAG worden dus beschouwd als nieuwe bodems bij het landbergen van de baggerspecie. De niet-detecteerbare invloed van de dikte van de verontreinigde sedimentlaag op de bladconcentraties, vastgesteld door de vergelijking van OSZ en BAG, was opmerkelijk. Voor *S. cinerea* waren de Cd-concentraties in de bladeren en de biobeschikbaarheid onafhankelijk van de dikte van de verontreinigde bodemhorizont, wat een belangrijke conclusie is voor de ecologische risicoevaluatie. Zn-concentraties in de bladeren waren enkel significant hoger voor OSZ vergeleken met ACO. De BCF(Zn) voor OSZ was hoger dan voor BAG2 en BAG1, terwijl de Zn-concentraties in de bodem voor de 3 terreinen vergelijkbaar waren (Tabel 5.5).

Een tweede effect, hiervóór gedefinieerd als een soorteffect, is uiteindelijk ook een standplaatseffect, aangezien spontaan ontwikkelde wilgensoorten aangetroffen worden als typische bodemcondities voorkomen. Deze bodemcondities (Bijv. oxidatie-reductie potentiaal) worden gereflecteerd in de bladsamenstelling. Een derde standplaatseffect werd gevonden voor *S. alba* met een duidelijk verschil in Cd-opname tussen BAG en ZWS (Tabel 5.5) terwijl beide bodemtypes een vergelijkbare Cd-bodemverontreiniging hadden. De verschillen vastgesteld in de boomdiameter, in het hydrologisch regime en in de Zn-concentraties in de bodem en logischerwijs het verschil in de Cd:Zn-verhouding in de bodem kunnen de reden zijn voor het verschil in Cd-concentratie in de bladeren tussen BAG en ZWS.

Otte (2001) argumenteerde dat moerasplanten sterk aangepast zijn aan waterverzadiging en anaërobe substraatsituaties en dat ze enkel gestresseerd zijn als er condities buiten de normale spreiding voorkomen bijv. milieuverontreiniging. We vonden geen tekenen van acute toxiciteit voor wilgen op de bemonsterde stortterreinen. Ook de fluctuerende asymmetrie in de bladeren leverde geen indicatie op van potentiële stress voor *S. cinerea*. De afwijkingen van symmetrie kunnen gemaskeerd worden als gevolg van het beperkt aantal gemeten bladeren per boom (Mogie en Cousins, 2001), genetische verschillen

of verschillen in leeftijd tussen de bomen, of verschillen tussen de locaties in concurrentie voor licht en water tussen bomen (Rettig et al., 1997; Hochwender en Fritz, 1999).

Toekomstig onderzoek moet zich toespitsen op de relatie tussen hydrologie (en oxidatie-reductiepotentiaal) van de bodem en de metaalopname door wilgen, aangezien we een lagere beschikbaarheid in gereduceerde bodems kunnen verwachten. De doelstelling van dit toekomstig onderzoek is het bepalen van de invloed van het hydrologisch beheer van verontreinigde baggergronden op de biobeschikbaarheid van metalen voor wilgen.

5.4.3. Ecologische risico-evaluatie

Het selecteren van geschikte indicatoren voor ecologische risicoevaluatie van metaalcontaminatie is niet gemakkelijk aangezien potentiële effecten of indicatoren variëren van acute toxiciteit, groeireductie, verminderde reproductie tot verhoogde concentraties in wilgen, herbivore insecten of strooiselorganismen.

Lunácková et al. (2003) besloten uit een laboproef met verschillende *Salix en Populus* spp. dat zowel *S. alba* als *S. cinerea* relatief Cd tolerante soorten zijn. Punshon en Dickinson (1997) en Vervaeke en Lust (2001) vonden bladconcentraties hoger dan 80 mg Cd kg⁻¹ DS voor enerzijds proeven met wilgenstekken met hoge Cd-, Zn- en/of Cu-concentraties, en anderzijds voor *S. fragilis* op een baggerstortterrein. Deze concentraties veroorzaakten geen waarneembare tekenen van fytotoxiciteit. De hoogste Cd-concentratie in de bladeren in dit hoofdstuk was 72 mg kg⁻¹ DS gemeten voor *S. alba* op de D7 site. Lunácková et al. (2003) rapporteerden een negatief effect van Cd op de bladexpansie van verschillende *Salix* en *Populus* spp. In onze gegevens werd er geen vermindering van de bladoppervlakte voor *S. cinerea* vastgesteld als een effect van verontreiniging. Morfologische toxiciteitssymptomen (verminderde scheutlengte en bladgroei) voor *Zea mays* werden vastgesteld bij bladconcentraties van 123 en 73 mg Cd kg⁻¹ DS in het derde en vierde blad (Lagriffoul et al., 2000). Er werden geen referentiegegevens over toxische bladconcentraties voor wilgensoorten gevonden, maar de meeste auteurs verwijzen naar algemene toxische plantconcentraties gerapporteerd door Kabata-Pendias (2000), die stelt dat kritische gehalten in planten variëren tussen 100 en 400 mg kg⁻¹ DS voor Zn en tussen 5 en 30 mg kg⁻¹ DS voor Cd. Eriksson en Ledin (1999) rapporteerden achtergrondconcentraties voor Cd in bladstalen tussen 0.31 en 1.96 mg kg⁻¹ DS voor *S. viminalis* op verschillende niet-verontreinigde bodems in Zweden. Nissen en Lepp (1997) vonden Zn-concentraties in verschillende wilgensoorten in het Verenigd Koninkrijk tussen 82 en 296 mg Zn kg⁻¹ DS, terwijl achtergrondwaarden tussen 0.5-

2.9 mg Cd kg⁻¹ DS en 128-338 mg Zn kg⁻¹ DS werden gerapporteerd door Vandecasteele et al. (2002b). Severson *et al.* (1992) rapporteerden achtergrondconcentraties voor *Salix repens* op de afgelegen Friese eilanden in Duitsland van <0.9-3.8 mg Cd kg⁻¹ DS en 130-480 mg Zn kg⁻¹ DS. Meestal wordt de wortelgroei geselecteerd als geschikte indicator voor fytotoxiciteit bij plantenonderzoek. Onze resultaten tonen aan dat bladconcentraties belangrijke indicatoren zijn voor Cd, Zn en Cu in locatiespecifieke ecologische risico-evaluatie, aangezien deze gegevens ook relevant zijn voor transfer van metalen doorheen de voedselketen. De grote verschillen in achtergrondconcentraties en opnamepatronen tussen soorten bemoeilijkt een éénduidige bepaling van algemeen geldende normale en toxische plantenconcentraties.

Gegevens in Tabel 5.5 illustreren de relativiteit bij het kiezen van referentiewaarden voor de evaluatie van bladconcentraties. We stellen voor dat bladgegevens voor niet-gecontamineerde baggerstortterreinen (BAG7 in dit hoofdstuk) gebruikt worden voor site-specifieke ecologisch risico-evaluatie, aangezien deze terreinen de achtergrondcontaminatie van een sterk verstedelijkt gebied vertonen en vergelijkbare standplaatseigenschappen hebben als de verontreinigde BAG. Door deze terreinen te selecteren als een referentie vermijden we het gebruik van onrealistisch strikte achtergrondgegevens.

5.5. Besluit

Bladconcentraties voor verschillende spontaan ontwikkelde wilgensoorten werden vergeleken voor baggergronden en ongecontamineerde bodems en er werd een onderscheid gemaakt tussen soorteffecten en standplaatseffecten op opnamepatronen en elementconcentraties. Het standplaatseffect was enkel belangrijk voor Zn en Cd, terwijl de opname van andere elementen hoofdzakelijk door de soort bepaald werd. Over een bereik van bodemtypes werden tussen *S. alba* en *S. cinerea* duidelijke verschillen in bladconcentraties aan Mn, Cu, S en K vastgesteld.

De relatieve opnamepatronen gedurende het groeiseizoen waren vergelijkbaar voor Cd, Zn en Mn voor alle soorten behalve voor *S. cinerea*, waarvoor de Zn-opname duidelijk trager verliep vroeg in het groeiseizoen. Op verontreinigde baggerstortterreinen stegen de Cd- en Zn-bladconcentraties tijdens het groeiseizoen tot aan de bladval. Cd- en Zn-concentraties bleven relatief constant tijdens de strooiselafbraak. Er werd dus geen Cd- en Zn-accumulatie in de strooisellaag vastgesteld. Gemiddeld gezien waren de Cd- en Zn-concentraties in het strooisel 5 keer hoger dan in wilgenbossen met achtergrondcontaminatie in de bodem.

Potentiële effecten van verontreiniging op *S. cinerea* werden ingeschat op basis van fluctuerende asymmetrie in de bladeren als een gevoelige indicator. Bij geen enkele van de bestudeerde terreinen werd er een toename in fluctuerende asymmetrie vastgesteld. De resultaten illustreerden dat het selecteren van geschikte referentiewaarden voor de evaluatie van bladconcentraties op verontreinigde terreinen soort-specifiek is. Bladconcentraties op verontreinigde baggerstortterreinen waren verhoogd vergeleken met een niet-gecontamineerd baggerstortterrein. Anderzijds waren de Cd- en Zn-concentraties in de bladeren gemeten op verontreinigde baggerstortterreinen even hoog als waarden gemeten voor “natuurlijke”, verontreinigde sedimentatiezones. De bodemgenese en de dikte van de verontreinigde horizont hadden geen invloed op de bladconcentraties voor Cd en Zn.

HOOFDSTUK 6. LOCATIE-SPECIFIEKE EN REGIONALE BIOMONITORING VAN BAGGERGRONDEN DOOR MIDDEL VAN WILGEN

6.1. Regionale en lokale biomonitoring

Elke blootstellingsroute aan verontreiniging heeft specifieke kenmerken. Het grote effect van pH, redox-potentiaal, klei- en organische stofgehalte, kationenuitwisselingscapaciteit, metaalspeciëatie en heterogeniteit van de verontreiniging binnen het bodemprofiel op de metaalbeschikbaarheid is algemeen bekend. De wisselwerking met levende organismen is complex tengevolge van genetische variabiliteit, aanpassings- en vermijdingsmechanismen. Deze vaststellingen beklemtonen de relevantie van passieve biomonitoring en locatie-specifieke beoordeling van verontreiniging als een alternatief voor het definiëren van toelaatbare concentraties in bodems en biota. De metaalbeschikbaarheid voor planten wordt door een reeks bodemeigenschappen bepaald. De plantensoort zelf is de dominante factor voor de metaalbeschikbaarheid in het eerste trofische niveau van voedselwebben, aangezien er grote verschillen in metaalopname tussen plantensoorten bestaan.

Biomonitoring met behulp van wilgen kan gebeuren in functie van locatiespecifieke risicobeoordeling of voor regionale toestandbeoordeling. In het eerste geval is het aangewezen onderzoek te doen naar enerzijds bioaccumulatie, en anderzijds de effecten van de bodemverontreiniging op de biomassa, de biodiversiteit en het verloop van de bodemprocessen. In het geval het de bedoeling is om een regionale monitoring uit te voeren, kunnen we ons best toeleggen op het bepalen van de bioaccumulatie.

Contaminatie van natuurgebieden in Vlaanderen is grotendeels het gevolg van 4 soorten emissie: (1) atmosferische depositie als gevolg van industriële activiteiten, (2) uitstoot van metalen door het verkeer, (3) aanwezigheid van metalen in meststoffen en (4) de aanleg van stortterreinen in natuurgebieden. Deze laatste categorie is eerder het verplaatsen van

verontreiniging (bij ruimingswerken bijvoorbeeld wordt de verontreiniging samen met het sediment uit de waterloop verwijderd en op de oever achtergelaten). Deze verschillende vormen van bodemcontaminatie kunnen verder opgesplitst worden in diffuse en puntverontreiniging. Bij het opstellen van meetnetten moet er met deze verschillende categorieën rekening gehouden worden om zodoende temporele evoluties per verontreinigingsvorm representatief te kunnen beoordelen.

6.2. Biomonitoring bij baggergronden

De metaalverontreiniging bij baggergronden is een puntbron, waarbij de verontreiniging duidelijk binnen de perceelsgrenzen beperkt is. Locatiespecifieke ecologische risicoschatting concentreert zich op de effecten van de verontreiniging binnen de grenzen van de locatie. Nochtans kunnen de effecten en biobeschikbaarheid van verontreiniging zich buiten de grenzen manifesteren en een effect hebben op het niveau van het stroomgebied of op een regionale schaal. Voor locatie-specifieke biomonitoring moeten enerzijds biobeschikbaarheid en bioaccumulatie, en anderzijds effecten op biota, biodiversiteit en processen bepaald worden. De resultaten van dit rapport tonen de bruikbaarheid aan van bladstalen voor locatie-specifieke risicoschatting en biomonitoring. Bepaalde factoren belemmeren echter de toepassing voor regionale biomonitoring.

Nemen we nu het voorbeeld van stortterreinen in natuurgebieden. We kunnen ons de vraag stellen wat de invloed is van de verontreiniging op het verontreinigde perceel zelf (locatiespecifieke risicobeoordeling), maar we kunnen ons ook afvragen of de aanwezigheid van stortterreinen leidt tot aantoonbare effecten voor het volledige gebied. In het eerste geval leidt dit tot een mogelijk antwoord voor de beheerder van het terrein: zijn ingrepen op het specifieke perceel nodig? In het andere geval geven de resultaten ondersteuning aan het beleidsniveau, nl. leidt de aanwezigheid van stortterreinen in natuurgebieden tot problemen, m.a.w. dient het probleem op regionale schaal aangepakt te worden? Soms kan de verontreiniging zeer heterogeen voorkomen (bijv. stortterrein = verontreinigd, omliggende perceel niet), wat dan weer wijst op het belang van monitoring op een hoger schaalniveau (predatoren, grotere arealen). Er moet dus voor gezorgd worden dat de aanwezigheid van allerlei stortterreinen in natuurgebieden op een gepaste manier beoordeeld wordt, nl. of hun aanwezigheid het functioneren van het grotere geheel al dan niet negatief beïnvloedt.

Willen we de biobeschikbaarheid en bioaccumulatie op regionale schaal evalueren, dan moeten we er zeker van zijn dat andere factoren constant gehouden worden, of dat de invloed van andere factoren begroot kan worden. We denken hier in het bijzonder aan de invloed van het beheer (gewijzigd beheer of landgebruik) of van inrichtingsmaatregelen. Ook het eigendomsstatuut kan een belangrijk criterium worden bij de selectie van de meetpunten.

6.3. Regionale biomonitoring met behulp van wilgen

Om rekening te houden met deze ‘storende’ invloeden voor een regionale monitoring of, anders gezegd, om de invloed van andere beïnvloedende factoren uit het resultaat te kunnen filteren, zal het belangrijk zijn om per plot meerdere stalen te verzamelen. Deze kleine analyse leidt tot de conclusie dat een meetnet moet bestaan uit een aantal representatieve locaties (representatief voor een bepaald soort verontreiniging en typisch voor een bepaald natuurdoeltype) met voldoende garantie voor een stabiel beheer, landgebruik en ontwikkeling en zonder hinderpalen voor wat betreft het eigendomsstatuut. Een meetnet moet dus zo gestratificeerd worden dat de invloed van de verschillende factoren losgekoppeld kan worden.

Als bijvoorbeeld op het stortterrein in Meigem (een baggergrond beplant met inheemse boomsoorten en populier) de populieren gekapt worden en dit leidt tot een verbetering van de strooiselkwaliteit, dan zal dit mogelijk ook leiden tot een lagere biobeschikbaarheid en lagere lichaamsconcentraties voor allerlei potentiële indicatororganismen. Op die manier gaan we dus het gevoerde beheer evalueren, en niet een idee geven van de toestand op een regionaal niveau. Het zal hoe dan ook geen algemene maatregel zijn om op alle verontreinigde baggergronden gelijktijdig alle populieren te kappen. Een ander voorbeeld: een baggergrond ontwikkelt zich als een natte ruigte, maar begint gaandeweg te verlanden, waardoor de redoxpotentiaal van de bodem over een 10-tal jaar gaat stijgen en resulteert in hogere bladgehalten voor wilgen typisch voor de oorspronkelijke moerassituatie. Monitoring in dit geval zal iets vertellen over de bodemontwikkeling van de baggergrond, maar niet over de toestand op regionale schaal. We mogen uit dit resultaat geenszins besluiten dat er op regionaal niveau een probleem is van stijgende biobeschikbaarheid/bioaccumulatie.

De boomsoortensamenstelling (bijv. de aanwezigheid van wilgen en populieren) bepaalde gedeeltelijk de metaalconcentraties in de strooiselstalen. Bladconcentraties aan metalen in wilgen werden grotendeels door de individualiteit van de boom bepaald. Bij

onderzoek onder veldomstandigheden werd vastgesteld dat de duur van overstroming en de redoxpotentiaal een grote invloed heeft op de beschikbaarheid van metalen voor wilgen. Deze factoren worden hoofdzakelijk door lokale omstandigheden en beheersmaatregelen beïnvloed, zijn variabel van jaar tot jaar, en kunnen de bruikbaarheid voor regionale biomonitoring belemmeren. Regionale biomonitoring zou zich moeten toeleggen op bioaccumulatie op hogere trofische niveau in het voedselweb, of moet zeer sterk gestandaardiseerd worden voor het effect van landgebruik en beheer.

Hoe willen we inrichtingsmaatregelen beoordelen? Stel dat in een bepaald natuurgebied een stortterrein wordt afgegraven of afgedekt, of er wordt een berm langs een drukke weg aangelegd. De monitoring op het stortterrein zal iets leren over de efficiëntie van de inrichtingsmaatregel, de monitoring van relatief intacte delen of van het grotere geheel zal iets leren over het belang van natuurinrichting in het algemeen voor de toestand op regionaal niveau. Als de tweede doelstelling prioritair is voor dit project, dan moet de biobeschikbaarheid/bioaccumulatie in feite naast oude stortterreinen gemeten worden.

Referenties

- 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.
- 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.
- Darmody, R.G., Marlin, J.C. 2002. Sediments and sediment-derived soils in Illinois: pedological and agronomical assessment. *Environmental Monitoring and Assessment* 77, 209-227.
- Dickinson, N.M. 2000. Strategies for sustainable woodland on contaminated soils. *Chemosphere* 41, 259-263.
- Dirksz, 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.
- 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.
- 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, RP. 1994. Trace and toxic metals in wetlands - a review. *Journal of Environmental Quality*, 23, 883-891.
- 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.
- Hochwender, C.G., Fritz, R.S. 1999. Fluctuating asymmetry in a *Salix* hybrid system: the importance of genetic versus environmental causes. *Evolution* 53(2), 408-416.

Kabata-Pendias, A. 2000. Trace elements in soils and plants. Third Edition. CRC Press, Boca Raton, pp 413.

Kozlov, M.V., Wilsey, B.J., Koricheva, J., Haukioja, E. 1996. Fluctuating asymmetry of birch leaves increases under pollution impact. *Journal of Applied Ecology* 33, 1489-1495.

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.

Lodenus, M. 2002. Seasonal variations in Cadmium concentrations of plant leaves. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 69, 320-322.

Lunácková, L., Masarovicová, E., Kráová, K., Stresko, V. 2003. Response of fast growing woody plants from family *Salicaceae* to cadmium treatment. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 70, 576-585.

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.

Mathias, F. 2001. *Guide pratique du grimpeur-élagueur*. Editions SFA, Châteauneuf-du-Rhône, 152 pp.

Meikle, R.D. 1984. *Willows and poplars of Great Britain and Ireland*. BSBI Handbook n° 4. Botanical Society of the British Isles, London, 198 pp.

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.

Mogie, M., Cousins, M. 2001. Are sample sizes usually at least an order of magnitude too low for reliable estimates of leaf asymmetry? *J. Theor. Biol.* 211, 181-185.

- 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.
- Otte, M.L. 2001. What is stress to a wetland plant? *Environmental and Experimental Botany* 46, 195-202.
- Otte, M.L., Wijte, A.H.B.M. 1993. Environmental variation between habitats and uptake of heavy metals by *Urtica dioica*. *Environmental Monitoring and Assessment* 28, 263-275.
- Pedersen, H.C., Saether, M. 1999. Effects of cadmium on parental behaviour in free-living willow ptarmigan hens. *Ecotoxicology* 8, 1-7.
- Piczak, K., Lesniewicz, A., Zyrnicki, W. 2003. Metal concentrations in deciduous tree leaves from urban areas in Poland. *Environmental Monitoring and Assessment* 86(3), 273-287.
- Pierzynski, G.M., Schwab, A.P., 1993. Bioavailability of Zinc, Cadmium and Lead in metal-contaminated alluvial soils. *J. Environ. Qual.* 22, 247-254.
- Punshon, T., Dickinson, N.M. 1997. Acclimation of *Salix* to metal stress. *New Phytol* 137: 303-314.
- Rettig, J.E., Fuller, R.C., Corbett, A.L., Getty, T. 1997. Fluctuating asymmetry indicates levels of competition in an even-aged poplar clone. *Oikos* 80, 123-127.
- 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., Verloo, M.G. 1998. Heavy metal fractionation and extractability in dredged sediment derived surface soils. *Water, Air, and Soil Pollution* 102, 313-328.
- Smilde, K.W., van Driel, W., van Luit, B. 1982. Constraints in cropping heavy-metal contaminated fluvial sediments. *Sci. Total Environ.* 25, 225-244.
- Stoltz, E., Greger, M. 2002. Accumulation properties of As, Cd, Cu, Pb and Zn by four wetland plant species growing on submerged mine tailings. *Environmental and Experimental Botany* 47, 271-280.
- 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., 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.

Trapp, S., Zambrano, K.C., Kusk, K.O., Karlson, U. 2000. A phytotoxicity test using transpiration of willows. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 39, 154-160.

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 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.

Vandecasteele, B., De Vos, B. 2003. Relationship between soil textural fractions determined by the sieve-pipette method and laser diffractometry. Vergelijkende studie tussen laserdiffractie en de zeef- en pipetmethode om bodemtextuur te meten. Januari 2003. Instituut voor Bosbouw & Wildbeheer, Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap. IBW Bb R 2003.010.

Vandecasteele, B., De Vos, B., Lauriks, R., Buysse, C. 2000. 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., 2001. 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., 2002a. Baggergronden in Vlaanderen. Baggergronden langs de Leie, het kanaal Gent-Brugge en in de Merelbeekse Scheldemeersen. Oktober 2002. IBW Bb R 2002.002. 125 p. + kaartenatlas.

Vandecasteele, B., De Vos, B., Buysse, C., 2002b. Baggergronden in Vlaanderen. Baggergronden in Vlaanderen. Biobeschikbaarheid van Cd en Zn voor wilgen, populier en maïs en een eerste risico-evaluatie. November 2002. IBW Bb R 2002.001. 125 p.

Vandecasteele, B., De Vos, B., Buysse, C., Van Ham, R. 2003. Baggergronden in Vlaanderen. Ecosysteemeffecten van bodemverontreiniging, concepten voor veilig beheer en een aanzet tot een geïntegreerd sedimentbeheer. September 2003. IBW Bb R 2003.001. In opdracht van AWZ. Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer, Geraardsbergen.

Vervaeke, P., Lust, N. 2001. Eindverslag IWT-project: "Ecotechnologische behandeling en inrichting van baggerspeciedepots op basis van bebostingstechnieken". IWT nr. 960201. Laboratorium voor Bosbouw, Universiteit Gent, 373 p.

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.

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.

Afkortingen

AW: achtergrondswaarde

BSN: bodemsaneringsnorm

BSN1&2: bodemsaneringsnorm voor bestemmingstype 1 (natuur) en 2 (landbouw) (voorlopig nog identiek voor beide landgebruikstypes)

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

MO: Minerale olie, synoniem voor een groep koolwaterstoffen

N: stikstof

Ni: nikkel

OC: organische koolstof
OM: organisch materiaal, synoniem voor organische stof
OS: organische stofgehalte, procentueel uitgedrukt
P: fosfor, uitgedrukt als mg/kg DS
Pb: lood
PCA: principale componentenanalyse
R²: determinatiecoëfficiënt
S: zwavel, uitgedrukt als mg/kg DS
VC1&2: verontreinigingscriterium voor bestemmingstype 1 & 2 (= 0.8 * 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
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 afkomstig van het verdiepen en/of verbreden en/of onderhouden van bevaarbare waterlopen
Baggerstortterrein: categorie van baggergronden, bestaande uit door de mens aangelegde stortterreinen voor baggerspecie
Bioaccumulatie: het proces dat als gevolg heeft dat de concentratie van een chemische stof in het organisme hoger is dan de concentratie in het omringende milieu
Biomagnificatie: het proces waarbij het voedsel de belangrijkste bron van bioaccumulatie is
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 grootte 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 grootte 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 grootte in de ruimte, de verandering van een grootte 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 (onderhoud), 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 oorspong 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

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

Stortkist: 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