

**Variatie van de concentratie Cd, Zn,  
Mn en Cu in blad van populier op  
verontreinigde baggergronden tijdens  
de eerste jaren na aanplanting**

**Suzanna Lettens, Bruno De Vos, Pieter Verschelde**

**INBO.R.2011.37**



**Auteurs:**

Suzanna Lettens, Bruno De Vos, Pieter Vershelde

*Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek*

Het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO) is het Vlaams onderzoeks- en kenniscentrum voor natuur en het duurzame beheer en gebruik ervan. Het INBO verricht onderzoek en levert kennis aan al wie het beleid voorbereidt, uitvoert of erin geïnteresseerd is.

**Vestiging:**

INBO Geraardsbergen  
Gaverstraat 35, 9500 Geraardsbergen  
www.inbo.be

**e-mail:**

info@inbo.be

**Wijze van citeren:**

Lettens S., De Vos B. en Vershelde P. (2011). Variatie van de concentratie Cd, Zn, Mn en Cu in blad van populier op verontreinigde baggergronden tijdens de eerste jaren na aanplanting. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2011 (INBO.R.2011.37). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

**D/2011/3241/288**

**INBO.R.2011.37**

**ISSN: 1782-9054**

**Verantwoordelijke uitgever:**

Jurgen Tack

**Foto cover:**

Vildaphoto / Yves Adams

**Druk:**

Management ondersteunende diensten van de Vlaamse overheid

**Dit onderzoek werd uitgevoerd in opdracht van:**

Waterwegen en Zeekanaal NV, Afdeling Bovenschelde, Nederkouter 28, 9000 Gent



Waterwegen en Zeekanaal NV  
weg van water

# **Variatie van de concentratie Cd, Zn, Mn en Cu in blad van populier op verontreinigde baggergronden tijdens de eerste jaren na aanplanting**

**Suzanna Lettens, Bruno De Vos en Pieter Verschelde**



## Samenvatting

De opname van zware metalen in bladeren van snelgroeiende houtige soorten heeft een grote invloed op de inschatting van ecologische risico's en op de evaluatie van de praktische toepasbaarheid voor fyto-extractie. In de voorliggende studie stellen we een langetermijn tijdsreeks voor van Cd, Zn, Mn en Cu concentraties in de bladeren van populier (*Populus trichocarpa* x *P. deltoides*). Bladeren werden elke drie weken verzameld van 2001 tot 2007 op drie terreinen, (i) een nieuwe aanplanting op alluviale bodem die verontreinigd was door de afzetting van riviersedimenten in het verleden, (ii) een nieuwe aanplanting op niet-verontreinigde bodem en (iii) een 10 jaar oude aanplanting op een verontreinigde baggergrond. Van de populieren op de alluviale bodem werden in 2009 jaarringbreedtes opgemeten om de groei tijdens de afgelopen jaren te reconstrueren. Bladconcentraties van Cd, Zn en Mn daalden in de jonge aanplanting op verontreinigde alluviale bodem. Zn en Mn concentraties daalden eveneens in het niet-verontreinigde jonge referentiebestand. De Cu concentratie in blad steeg licht voor de drie terreinen. In de oudere aanplanting op verontreinigde bodem bleven de bladconcentraties Cd, Zn en Mn constant over de jaren. Binnen het groeiseizoen namen de bladconcentraties van Cd, Zn, Cu en Mn toe naar het einde van het seizoen op alle terreinen. De jaarringbreedtes van het bestand op de alluviale bodem kenden een plotse daling tengevolge van de slechte gezondheid van het bestand in 2005, en in datzelfde jaar deed zich ook een sterke daling van de Cd en Zn bladconcentraties voor. Lagere evapotranspiratie veroorzaakte waarschijnlijk een lagere opname van wateroplosbare metalen. Het is duidelijk dat de gezondheid en de biomassaproductie van de populieren een grote invloed uitoefenden op de temporele variatie van de zware metaal concentraties in blad.

## English abstract

The uptake of trace metals in the leaves of fast-growing woody species is a crucial factor in ecological risk assessment and in the evaluation of phytoextraction potentials. In this study, we present a long-term data series of foliar Cd, Zn, Mn and Cu concentrations in poplar (*Populus trichocarpa* x *P. deltoides*). Leaves were collected every three weeks from 2001 until 2007 on three sites, (i) a new plantation on an alluvial soil polluted by river sediments, (ii) a new plantation on an unpolluted soil and (iii) a 10-year old plantation on a polluted dredged sediment soil. In addition, tree rings were measured on the alluvial soil in order to better assess growth over the past seven years. Foliar concentrations of Cd, Zn and Mn decreased considerably with time in the new plantation on polluted soil. Concentrations of Zn and Mn decreased in the new plantation on unpolluted soil as well. Foliar Cu concentrations slightly increased for all sites. The older plantation on polluted soil did not show changes in foliar concentrations for Cd, Zn or Mn. Within one growing season, foliar concentrations of Cd, Zn, Cu and Mn increased towards the end of the season for all sites. The tree ring data of the poplars on the alluvial soil indicated a strong decrease in growth due to declining tree condition from 2005 onwards, the same year that foliar Cd and Zn concentrations markedly decreased. Lower transpiration rates probably induced a lower uptake of dissolved trace metals. It is concluded that stand health and growth rate have a strong impact on the variation of foliar trace metal concentrations over time.

Based upon the following paper:

Lettens S., Vandecasteele B., De Vos B., Vansteenkiste D. & Verschelde P. (2011) Intra- and inter-annual variation of Cd, Zn, Mn and Cu in foliage of poplars on contaminated soil. *Science of the Total Environment*, 409, 2306-2316.

# Inhoud

<b>Samenvatting</b> .....	<b>5</b>
<b>English abstract</b> .....	<b>6</b>
<b>Inhoud</b> .....	<b>7</b>
<b>1 Inleiding</b> .....	<b>9</b>
<b>2 Methodologie</b> .....	<b>10</b>
2.1 Studiegebied .....	10
2.2 Staalname.....	12
2.3 Chemische analyse .....	13
2.4 Normen voor bodem .....	13
2.5 Dataverwerking en statistiek.....	14
<b>3 Resultaten en discussie</b> .....	<b>14</b>
3.1 Bodemeigenschappen .....	14
3.2 Groei van de populieren .....	16
3.3 Veranderingen in bladconcentratie binnen en tussen jaren.....	18
<b>4 Discussie</b> .....	<b>27</b>
4.1 Bodem- versus bladconcentraties .....	27
4.2 Verandering in bladconcentratie binnen het jaar .....	28
4.3 Verandering in bladconcentratie over de jaren .....	28
4.4 Ecologische risico-evaluatie .....	30
<b>5 Besluit en aanbevelingen</b> .....	<b>31</b>
<b>Lijst van figuren</b> .....	<b>32</b>
<b>Lijst van tabellen</b> .....	<b>33</b>
<b>Literatuurlijst</b> .....	<b>34</b>





# 1 Inleiding

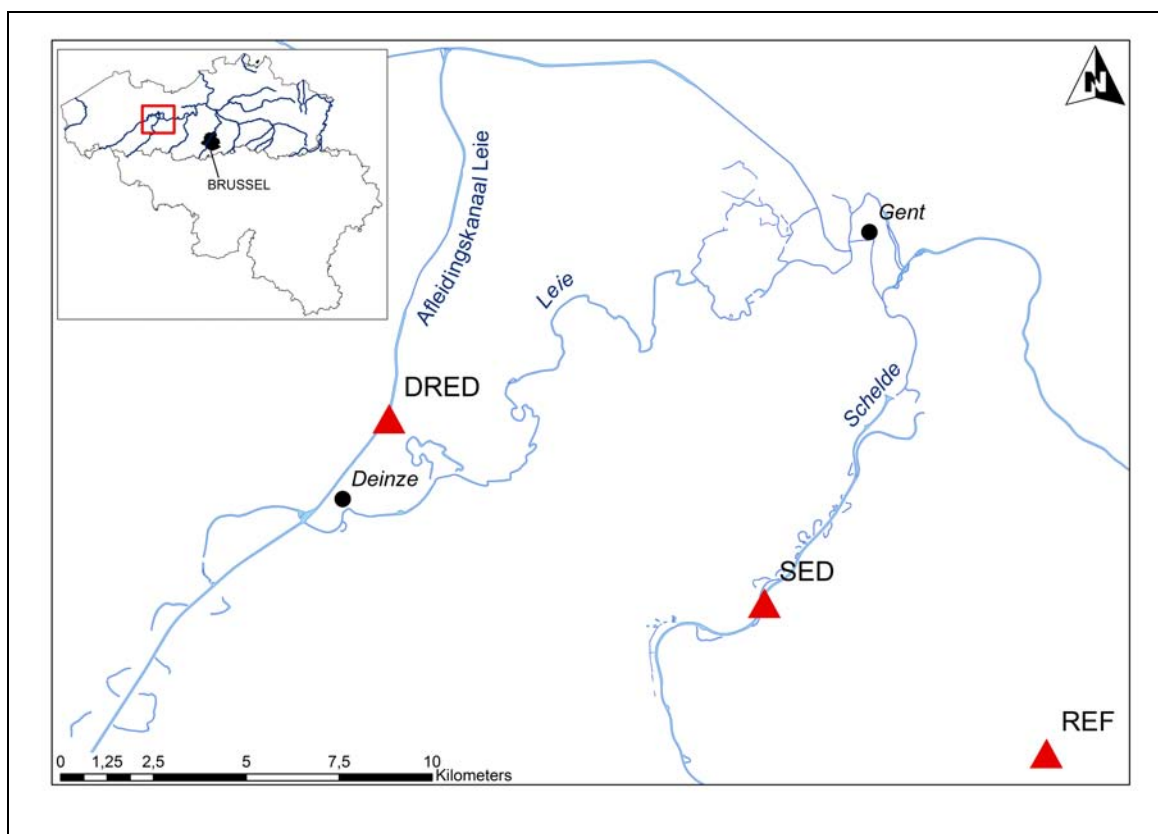
Langs Leie en Schelde werd bij meer dan 425 ha baggergronden bodemverontreiniging voor één of meerdere zware metalen vastgesteld (Vandecasteele et al., 2002; Vandecasteele et al., 2000). Op deze gronden komen vaak snelgroeiende boomsoorten voor, zoals natuurlijke verjonging van wilg of aanplantingen van populier. Zeer natte of verontreinigde bodems die niet geschikt zijn voor grasland of conventionele landbouwgewassen, kunnen bovendien worden ingezet voor de productie van bio-energieoeculten zoals wilg of populier (Mertens et al., 2004; Pulford & Watson, 2003; Robinson et al., 2000). Deze teelten zijn meestal meerjarig en via de bladeren kunnen de pollutanten in het ecosysteem terechtkomen (Mertens et al., 2007; Vervaeke et al., 2003). Als de bladconcentraties hoger zijn dan de bodemconcentraties, veroorzaakt het strooisel een toename van de pollutantconcentraties in de oppervlakkige bodemlaag (Vandecasteele et al., 2009). Het verontreinigde strooisel is bovendien een voedselbron voor tal van (bodem)invertebraten, zodat de pollutanten in de voedselketen terecht kunnen komen. De opname van zware metalen in blad wordt beïnvloed door verschillende factoren. Niet alleen bodemeigenschappen zoals pH, gehalte aan organisch materiaal, redox toestand en nutriëntgehalte beïnvloeden de biobeschikbaarheid (Gambrell, 1994), maar ook de ruimtelijke spreiding van de verontreiniging (Millis et al., 2004) en de soortafhankelijke wortelopname en translocatie binnen de plant (Pulford & Watson, 2003).

De voorliggende studie bekijkt het gehalte Cd, Zn, Cu en Mn in de bladeren van jonge populier op verontreinigde en niet-verontreinigde bodem gedurende een periode van zeven jaar. De temporele variatie binnen deze volledige periode en binnen het groeiseizoen werden onderzocht. De bladconcentraties werden gemeten in een nieuwe populierenaanplanting op een bodem die verontreinigd is door historische afzettingen van riviersedimenten. Na het afronden van de meetreeks werd een jaarringanalyse uitgevoerd om de bladconcentraties te kunnen relateren aan de groei. Bladconcentraties werden ook gemeten in een referentie bestand van populier op niet-verontreinigde bodem en in een ouder populierenbestand op een verontreinigde baggergrond. De verschillen in bodemeigenschappen en waargenomen groeipatronen tussen deze drie locaties laten toe om een aantal conclusies te trekken over de mechanismen achter de bladopname van zware metalen door jonge populier.

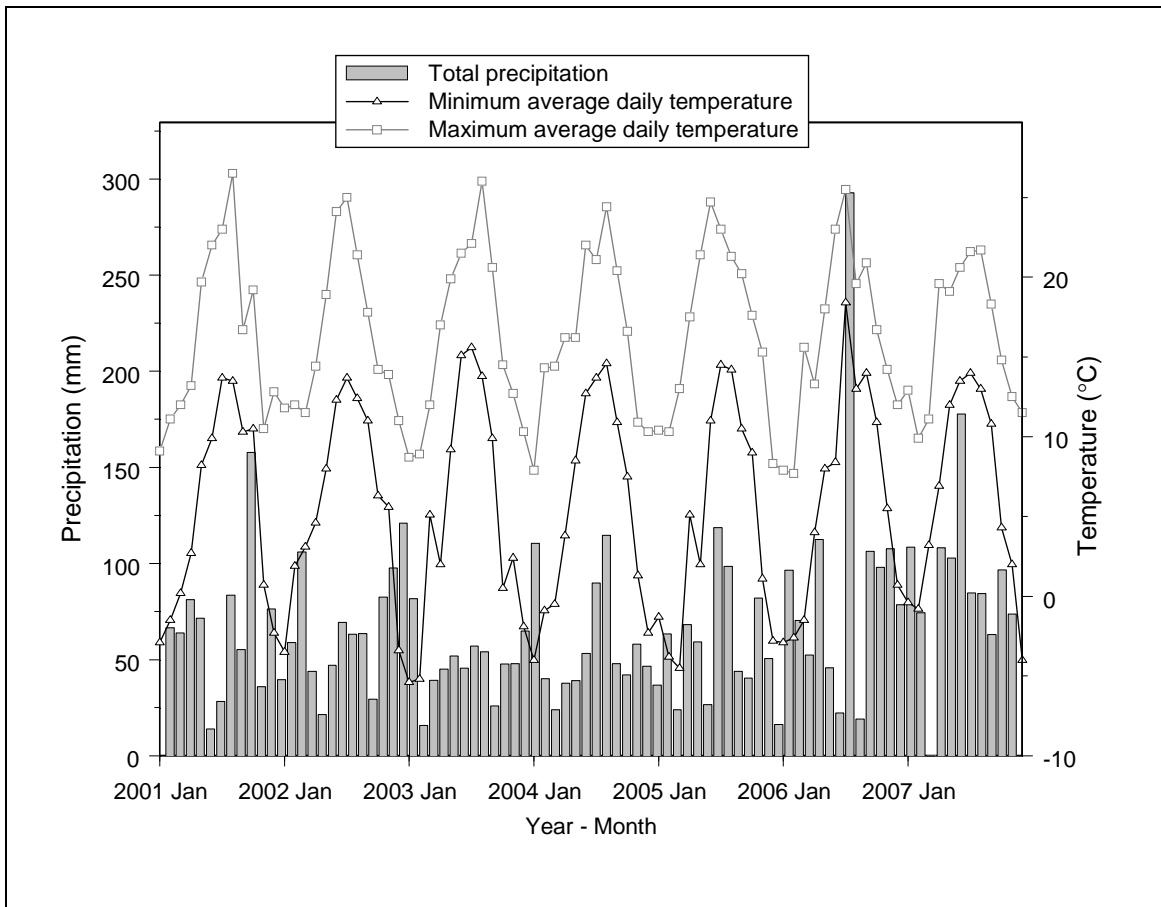
## 2 Methodologie

### 2.1 Studiegebied

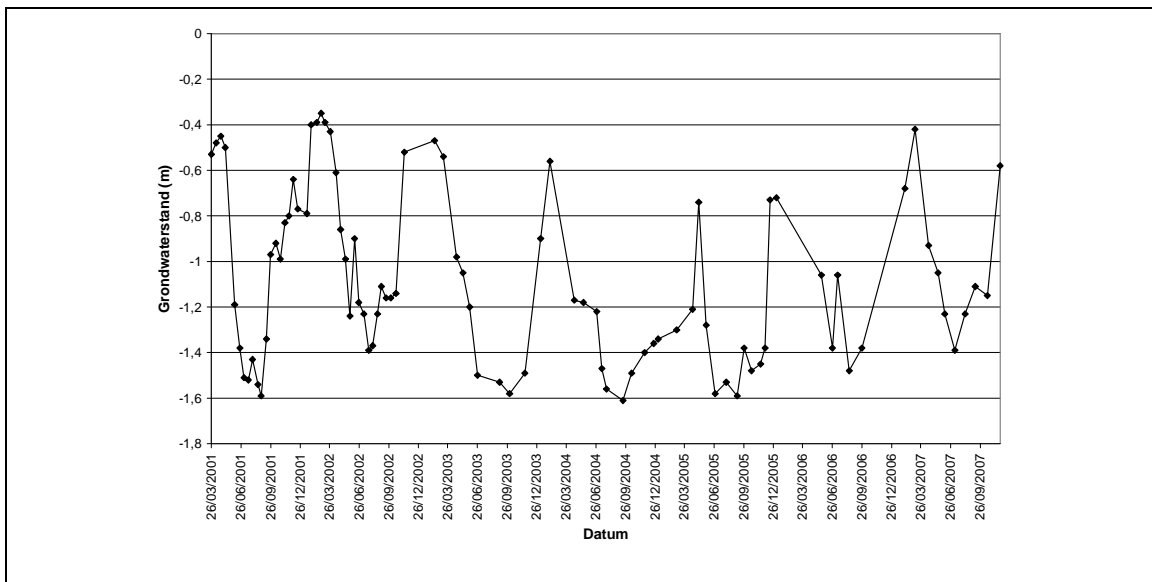
Het verontreinigde terrein (aangeduid als SED) van 0,5 ha ligt op de rechteroever van de Schelde in Merelbeke (Figuur 1). De verontreiniging is waarschijnlijk het resultaat van historische depositie van verontreinigd sediment tijdens winterbevoeiingen met water van de Schelde. De verontreiniging is beperkt tot de bovenste laag (10 tot 40 cm). In 2000 werd het terrein beplant met de kloon *Populus trichocarpa* x *P. deltoides* cv 'Beaupré'. Vanaf december tot eind maart is het terrein zeer nat en staat het gedeeltelijk onder 20 tot 30 cm water. Door deze natte bodemtoestand in de winter en door zware aantasting met de roestschimmel (*Melampsora larici-populina* Kleb.), verkeren de populieren in slechte gezondheid, met als gevolg abnormaal vroege bladval en het afsterven van takken of zelfs volledige bomen. Neerslag en temperatuur worden opgemeten door het Koninklijk Meteorologisch Instituut (KMI) te Melle, 9 km ten noordoosten van SED. Figuur 2 toont de gemiddelde maandelijkse neerslaghoeveelheid en de minimale en maximale waarde per maand van de gemiddelde dagtemperatuur. De grondwaterstanden werden opgemeten door de VMM in een peilbuis 90m ten noorden van het terrein (Figuur 3).



Figuur 1. Ligging van de terreinen SED, DRED en REF.



Figuur 2. Totale maandelijkse neerslag, minimum van de gemiddelde dagtemperatuur en maximum van de gemiddelde dagtemperatuur in Melle (9 km ten NO van SED).



Figuur 3. Hoogte van het grondwater in een peilbuis op 90 m afstand van SED (maaiveld ter hoogte van 0 op Y-as).

Het tweede verontreinigd terrein (DRED) van 0,3 ha is gelegen op de rechteroever van het Afleidingskanaal van de Leie in Deinze (Figuur 1). Dit is een baggergrond waar de

verontreiniging veel dieper reikt dan in het geval van SED. Het slib werd gestort in 1985 en in de winter van 1991-1992 werd verschillende klonen van *P. trichocarpa* x *P. deltoides* aangeplant. De bodem is rijk aan nutriënten en klei en goed gedraineerd. De populieren zijn minder sterk aangetast door roest dan SED, maar toch veroorzaakte deze ziekte in bepaalde jaren vervroegde bladval.

Het niet-verontreingde terrein REF werd beplant met *Populus trichocarpa* x *P. deltoides* cv 'Hazendans' in 1999 en bevindt zich in Balegem. De bodem is goed gedraineerd en rijk aan nutriënten. Er komt bijna geen roest voor in het bestand.

## 2.2 Staalname

De bladstaalname is gestart midden juni (week 24) 2001 en werd om de drie weken uitgevoerd tot het einde van het groeiseizoen. De volgende jaren startte de bemonstering vroeger, namelijk eind april (week 18). Staalname eindigde normaal gezien in oktober (week 42), tenzij de roestverschijnselen vervroegde bladval veroorzaakt hadden. In sommige jaren waren alle bladeren verdwenen eind augustus en gebeurde de laatste bladstaalname in week 36. De staalname gebeurde vanaf 2001 tot 2007 in SED, vanaf 2002 tot 2007 in REF en in 2001, 2005, 2006 en 2007 in DRED. In SED en REF werden telkens 3 stalen verzameld, elk een mengstaal van bladeren van alle bomen in de aanplanting (58 bomen in SED en 17 in REF). Elke boom werd dus drie keer bemonsterd tijdens elke bladstaalname. In DRED werden 12 bomen geselecteerd op regelmatige afstand van elkaar en van deze 12 werden tijdens elk terreinbezoek drie mengstalen genomen. De kronen werden bemonsterd op posities van verschillende hoogte en blootstelling aan licht. Bladeren werden niet gewassen en na transport onmiddellijk gedroogd in geventileerde ovens gedurende 7 dagen op 40°C. Het gedroogde bladmateriaal werd mechanisch gemalen in een molen met <0,5mm zeef (Pulverisette 14, Fritsch, Idar-Oberstein, Duitsland).

De groei van de populieren werd opgevolgd door de omtrek op borsthoogte en de totale hoogte van alle bomen op te meten in februari 2005, januari 2007 (enkel REF), en februari 2008. In 2008 werd echter enkel de boomhoogte van vijf willekeurig gekozen bomen opgemeten in plaats van alle bomen in SED en DRED. Stamomtrek werd gemeten met een meetlint en de totale hoogte met een meetstok (jonge aanplantingen) of vertex hoogtemeter (Haglöf Vertex III DME201, Långsele, Zweden). Het houtvolume werd geschat op basis van diameter op borsthoogte en boomhoogte volgens de volumetabellen voor populier van Dik (1990):

$$\log(V) = 1.788649 * \log(\text{Dbh}) + 1.105970 * \log(H) - 3.0719171$$

waarbij V = totale stamvolume (dm<sup>3</sup>)

Dbh = diameter op borsthoogte (cm)

H = boomhoogte (m)

In mei 2006 werden 23 bodemstalen verzameld in SED volgens een regelmatig grid. De bovenste 20 cm werd bemonsterd of enkel de A-horizont indien deze minder dan 20 cm diep was. Diepere bodemlagen (namelijk de bovenste 20 cm onder de A-horizont en de 80-100 cm laag) werden bemonsterd in 2009 op negen punten, eveneens volgens een regelmatig grid. In DRED werden bodemstalen verzameld op 5 locaties van de 0 tot 15 cm en de 15 tot 100 cm laag. De bovenste 20 cm van de referentiebodem REF werd in 2003 op drie willekeurige locaties bemonsterd. Elk bodemstaal was een mengstaal van vier steken genomen in een cirkel met een straal van 1 m. Bodemstalen werden gedroogd bij 40°C tot een constant gewicht bereikt werd en vervolgens gemalen in een mechanische molen met 2 mm zeef (Retsch, Haan, Duitsland).

In november 2009 werden boorspanen verzameld van de stam van 20 bomen van het terrein SED met behulp van een Pressler boor (Haglöf, Långsele, Zweden, 12 mm diameter en 300 mm lengte, met Teflon coating). De boringen werden uitgevoerd van schors tot schors en doorboorden dus de kern van de stam, zodat voor elke stam 2 boorspanen volgens een verschillende radius beschikbaar waren voor de jaarringanalyse. De boorspanen werden naar het labo getransporteerd in afgesloten plastic zakjes en dezelfde dag ingevroren bij -4°C. Om de zichtbaarheid van de jaarringgrenzen te verbeteren werd een transversale snede van elke boorspaan gemaakt met een microtoom (afkomstig van WSL, Zürich, Zwitserland). De chronologie van jaarringbreedtes werd opgemeten op de verse boorspanen met het LINTAB meetsysteem (Rinntech, Heidelberg, Duitsland) door het Labo voor Houttechnologie van de UGent. Het software pakket TSAP-Win werd gebruikt voor het synchroniseren van de jaarring chronologie binnen één boom (aangezien er twee radii per boom beschikbaar waren) en binnen het bestand (door chronologieën van verschillende bomen te vergelijken).

## 2.3 Chemische analyse

De totale N concentratie in blad werd gemeten met de Kjeldahl-methode. De elementconcentraties werden gemeten na extractie met HNO<sub>3</sub> (65%) en H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (ultrapur) in een 3:1 ratio met behulp van microgolf ontsluiting (Milestone 1200 MS Mega, Sorisole, Italië programma: 250 W (5 min.), 0 W (5 min.), 400 W (5 min.), 500 W (5 min.), 600 W (5 min.), ventilatie (10 min.)). Extracten werden vervolgens geanalyseerd met ICP-AES (inductively coupled plasma – atomic emission spectrometry, Varian Liberty Series II, Varian, Palo Alto, CA) of CCD (charge-coupled detector) simultane ICP-OES (inductively coupled plasma – optical emission spectrometry, VISTA-MPX, Varian, Palo Alto, CA). Het gehalte aan organisch materiaal (%LOI) in de bladstalen werd bepaald na verassing. Verassing werd in twee stappen uitgevoerd, eerst werd het staal gedurende 12u verwarmd tot 105°C om alle water te laten verdampen en vervolgens werd het verast in een moffeloven op 550°C.

Bodem pH<sub>H<sub>2</sub>O</sub> en elektrische conductiviteit (EC) werden bepaald in een 1:5 (massabasis) bodem-water-suspensie. CaCO<sub>3</sub> werd gemeten door terugtitratie van een overmaat H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, toegevoegd aan 1 g luchtdroog sediment, met 0,5 M NaOH. Bodemtextuur werd bepaald via laser diffractometrie (Coulter LS, Miami, FL), waarbij de kleifractie gedefinieerd wordt als de 0-6 µm fractie. Organische en NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N in de bodem werden eveneens geanalyseerd met de Kjeldahl methode. Bodem organisch materiaal werd gemeten met de Walkley & Black methode (Walkley & Black, 1934) in REF, met een TOC analyser op 900°C (Shimadzu 5050A Solid Sample Module Analyser, Shimadzu, Kyoto, Japan) in DRED en na verassing (%LOI) in SED. Verassing werd uitgevoerd in 2 stappen, eerst werd het staal gedurende 12u verwarmd tot 105°C om alle water te laten verdampen en vervolgens werd het verast in een moffeloven op 550°C tot constant gewicht bereikt was. De pseudo-totale *aqua-regia*-extraheerbare concentratie van de elementen Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn and Mn werd gemeten met de ICP-AES (Varian Liberty Series II, Varian, Palo Alto, CA) of CCD simultane ICP-OES (VISTA-MPX, Varian, Palo Alto, CA) na microgolf ontsluiting (volgens programma: 250 W (5 min.), 400 W (5 min.), 600 W (5 min.), 800 W (10 min.), ventilatie (10 min.)).

## 2.4 Normen voor bodem

De beoordeling van de bodemkwaliteit is gebaseerd op het Besluit van de Vlaamse Regering houdende vaststelling van het Vlaams Reglement betreffende de bodemsanering en de bodembescherming van 14/12/2007 (Vlarebo 2008). Dit herziene Vlarebo trad effectief in werking op 1 juni 2008. Er worden voor een groot aantal organische en anorganische stoffen streefwaarden (SW, bijlage 3 van Vlarebo), richtwaarden (RW, bijlage 2 van Vlarebo) en bodemsaneringsnormen (BSN, bijlage 4 van Vlarebo) vastgelegd. Bij de berekening van BSN, SW en RW wordt voor een deel van de pollutanten rekening gehouden met bodemeigenschappen (kleifractie, organische stof (LOI)-gehalte en/of pH). Voor alle

polluenten bepaalt de bestemming van het terrein (bestemmingstype) mee de waarde van de BSN.

In het voorliggend rapport wordt telkens de gecorrigeerde waarde van BSN, SW en RW berekend. BSN wordt berekend volgens het geldende bestemmingstype, dit wil zeggen type I (natuur- en bosgebied). De bodemconcentraties zoals opgemeten in de stalen worden vergeleken met de normen en als verhoogd beschouwd indien de waargenomen concentratie de gecorrigeerde bodemsaneringsnorm overschrijdt.

## 2.5 Dataverwerking en statistiek

De totale variantie van de bladconcentratie is de som van de variantie binnen het jaar en de variantie tussen jaren. Het relatieve aandeel van beide werd berekend en vergeleken om de meest optimale staalnamestrategie te bepalen. Een hogere variantie binnen één groeiseizoen wijst op het belang van een vaste periode binnen het groeiseizoen voor bladstaalname. Vervolgens werden de veranderingen in bladconcentratie geëvalueerd met behulp van de "generalized least squares" (gls) procedure van het statistisch software pakket S+ (TIBCO Spotfire S+ 8.1, Somerville, MA). Dit model bestaat uit de effecten "Time" (een combinatie van jaar en weeknummer als maat voor de veranderingen op lange termijn) en "WeekNum" (het weeknummer als maat voor de veranderingen binnen één jaar) en de factor "Site" met drie factor levels, namelijk REF (het niet verontreinigde terrein), DRED en SED (de verontreinigde terreinen). Er werd een term toegevoegd aan het model die de temporele autocorrelatie tussen de metingen begroot volgens een exponentiële relatie. De variabiliteit van de residu's kan verschillen tussen de verschillende terreinen, wat in tegenspraak is met de assumpties van het lineair model. In dat geval werden gewichten toegekend aan de variantie van elke factor level. Dit veranderde dus niet de coëfficiënten van het model, maar wel de fout en dus ook het betrouwbaarheidsinterval rond de geschatte coëfficiënten. De wegingsfactoren werden berekend door de S+ *Constant Variance Function* "VarIdent". De elementconcentraties volgden een log<sub>10</sub> verdeling en werden getransformeerd om de normale verdeling en homoscedasticiteit van de residu's te verbeteren. De model coëfficiënten werden berekend met hun betrouwbaarheidsintervallen. Indien de P-waarde onder de nul hypothese (i.e. de coëfficiënt is gelijk aan nul) kleiner was dan 0,05 werd deze nul hypothese verworpen, met andere woorden, was de coëfficiënt significant verschillend van nul. Hoe meer van de variabiliteit van de data verklaard wordt door het model, hoe beter het model de data "fit". De kwaliteit van het model kan dus geëvalueerd worden door de voorspelde waarde uit te zetten ten opzichte van de geobserveerde waarde. In het ideale geval liggen deze punten volgens de 1:1 lijn. Daarnaast werden ook de gestandaardiseerde residu's uitgezet ten opzichte van de voorspelde waarden, deze punten zouden in een compacte wolk zonder duidelijke patronen moeten liggen.

## 3 Resultaten en discussie

### 3.1 Bodemeigenschappen

De bodem van het referentierrein REF was een vruchtbare leembodem met neutrale pH, gemiddeld gehalte aan organisch materiaal en N en laag CaCO<sub>3</sub> gehalte (Tabel 1). De concentraties zware metalen lagen onder de Vlarebo streefwaarden (bijlage 3 van Vlarebo 2008). Enkel de Mn concentraties zijn relatief hoog. De bovenste bodemlaag van SED (A-horizont van 10 tot 40 cm dik) was zeer nutriëntenrijk en bevatte hoge klei, organisch materiaal en CaCO<sub>3</sub> gehalte. De concentraties Cd, Cr, Pb en Zn overschrijden de bodemsaneringsnorm type I,II (bijlage 4 van Vlarebo 2008) in bijna alle punten. Bodemstalen van de 20 cm onder deze aangerijkte laag bevatten beduidend lagere nutriënt en zware metaal concentraties. Cd en Cr overschrijden in respectievelijk 2 en 1 van de 9 punten de bodemsaneringsnorm (bijlage 4 van Vlarebo 2008). De richtwaarde (bijlage 2 van



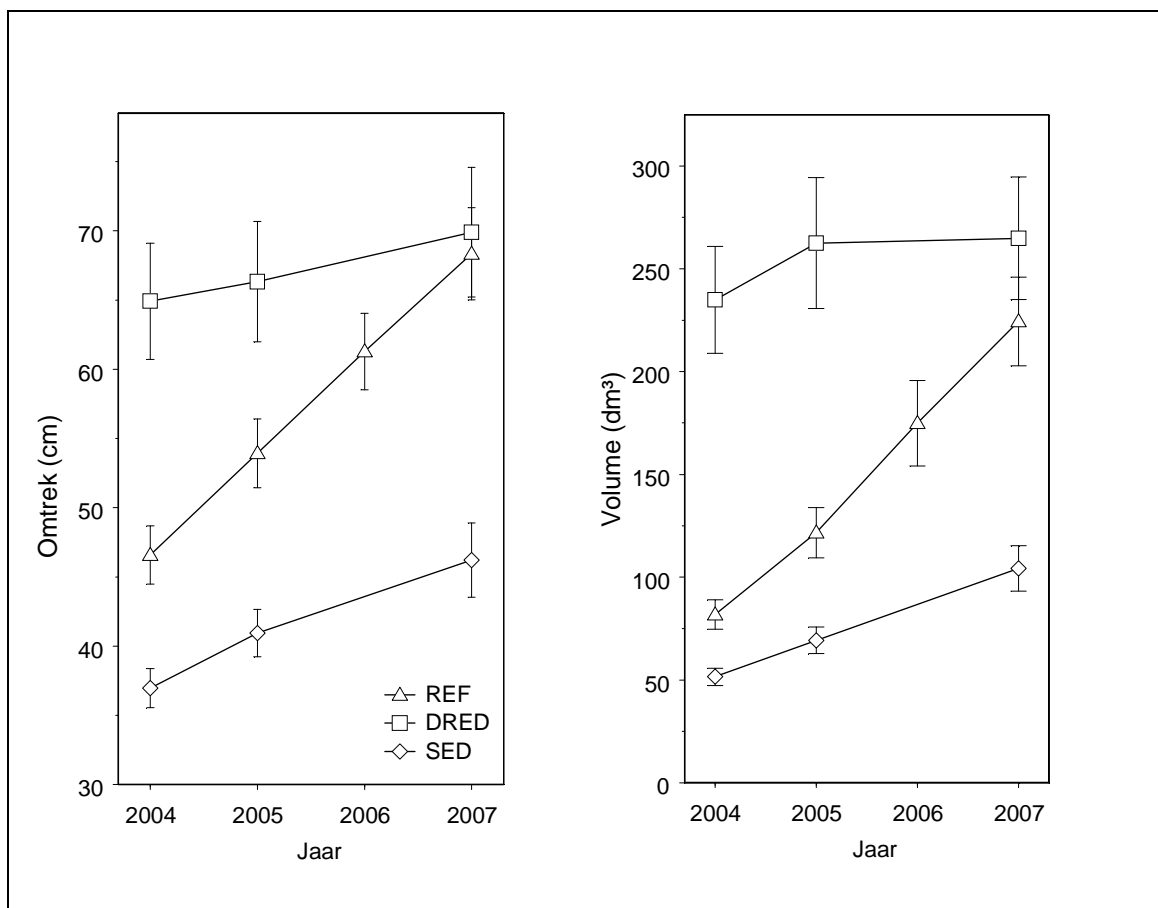
Vlarebo 2008) wordt overschreden in 6 punten voor Cd, 2 punten voor Cr, 1 punt voor Zn en Pb en geen enkel punt voor As en Ni. Op 80 tot 100 cm diepte lag de Cd concentratie onder de Vlarebo richtwaarde (bijlage 2 van Vlarebo 2008) en de concentraties van de andere zware metalen onder de Vlarebo streefwaarde (bijlage 3 van Vlarebo 2008). Elektrische conductiviteit EC was hoger in de A-horizont dan in de onderliggende lagen, wat waarschijnlijk veroorzaakt wordt door de aanwezigheid van sulfaten (totale S concentratie is hoger), nutriënten (Na, K, P) en organisch materiaal. De bodem van DRED was ook rijk aan nutriënten met hoge pH en CaCO<sub>3</sub> gehalte en gemiddeld gehalte aan organisch materiaal. De concentratie Cd, Zn, Cr en Pb op beide dieptes (0-15 cm en 15-100 cm) was lager dan in de bovenste laag van SED, maar de bodemsaneringsnorm (bijlage 4 van Vlarebo 2008) werd nog steeds overschreden in alle stalen voor Cd en Cr en in de 15-100 cm stalen voor Zn en Pb. Cu en Ni concentraties lagen tussen streef- en richtwaarde (resp. bijlage 3 en 2 van Vlarebo 2008). De Cu concentratie was hoger in DRED dan in SED. De sedimentlaag is minstens 1 m diep en het gehalte aan klei, organisch materiaal, CaCO<sub>3</sub>, nutriënten en zware metalen is iets hoger in de diepere bodemlaag dan aan de oppervlakte. EC en S concentraties zijn eveneens hoger in de diepere lagen, wat kan wijzen op het uitloggen van sulfaten van de oppervlakte naar diepere bodemlagen. pH wijzigt niet met toenemende diepte.

Tabel 1. Gemiddelde (en standaard afwijking) van de bodemkarakteristieken en zware metaalgehalten van de drie terreinen op verschillende diepte.

		REF	SED	SED	SED	DRED	DRED
		0-20cm	A-hor	A-hor+20cm	80-100cm	0-15cm	15-100cm
Aantal Obs.		3	23	9	9	5	5
Klei	%	18.4 (1.1)	31.8 (2.0)	28.4 (3.6)	20.6 (6.3)	34.3 (2.7)	41.8 (5.2)
Leem	%	68.1 (0.6)	58.6 (2.0)	54.1 (6.2)	50.6 (15.0)	43.0 (2.8)	52.1 (4.3)
Zand	%	13.5 (1.4)	9.6 (2.0)	17.5 (7.1)	28.8 (17.1)	22.7 (5.2)	6.1 (7.0)
USDA texture class		silt loam	silty clay loam	silty clay loam	silt loam	clay loam	silty clay
Organisch Materiaal	%	5.2 (0.8)	21.1 (2.8)	4.7 (0.8)	3.8 (2.6)	6.1 (0.7)	6.8 (0.7)
EC	$\mu S/cm$	112 (14)	194 (54)	154 (15)	135 (37)	139 (8)	760 (503)
pH <sub>H2O</sub>		6.5 (0.2)	7.4 (0.1)	7.9 (0.1)	8.0 (0.2)	7.5 (0.1)	7.4 (0.2)
pH <sub>CaCl2</sub>		5.8 (0.2)	6.9 (0.1)	7.3 (0.1)	7.4 (0.2)	6.9 (0.04)	7.1 (0.04)
CaCO <sub>3</sub>	%	0.8 (0.3)	4.5 (1.2)	3.4 (1.1)	1.7 (1.1)	6.8 (0.5)	7.9 (0.8)
N	%	0.3 (0.03)	0.6 (0.1)	0.2 (0.03)	0.1 (0.1)	0.3 (0.04)	0.3 (0.1)
P	mg/kg	348 (23)	2816 (596)	718 (238)	342 (150)	3416 (360)	4176 (245)
K	mg/kg	3127 (499)	7130 (1167)	2965 (557)	2201 (822)	NA	NA
Ca	mg/kg	3823 (497)	23217 (5622)	18397 (3979)	10336 (6170)	NA	NA
Mg	mg/kg	2383 (107)	4506 (356)	3440 (342)	2770 (1175)	NA	NA
Na	mg/kg	143 (42)	565 (115)	185 (24)	169 (87)	NA	NA
S	mg/kg	387 (39)	1605 (312)	358 (114)	316 (234)	1124 (95)	2167 (817)
Cd	mg/kg	< 0.5	43.2 (9.6)	4.4 (3.1)	1.0 (0.4)	9.4 (1.3)	12.3 (1.2)
Cr	mg/kg	36 (8)	797 (178)	100 (69)	48 (13)	191 (18)	259 (21)
Cu	mg/kg	8 (1)	88 (11)	25 (10)	15 (8)	129 (16)	177 (14)
Mn	mg/kg	594 (90)	295 (103)	510 (112)	200 (140)	NA	NA
Ni	mg/kg	19 (1)	40 (3)	27 (4)	23 (14)	39 (3)	49 (3)
Pb	mg/kg	30 (1)	291 (48)	50 (34)	14 (5)	173 (19)	231 (19)
Zn	mg/kg	70 (13)	1811 (509)	272 (230)	75 (25)	986 (124)	1324 (126)

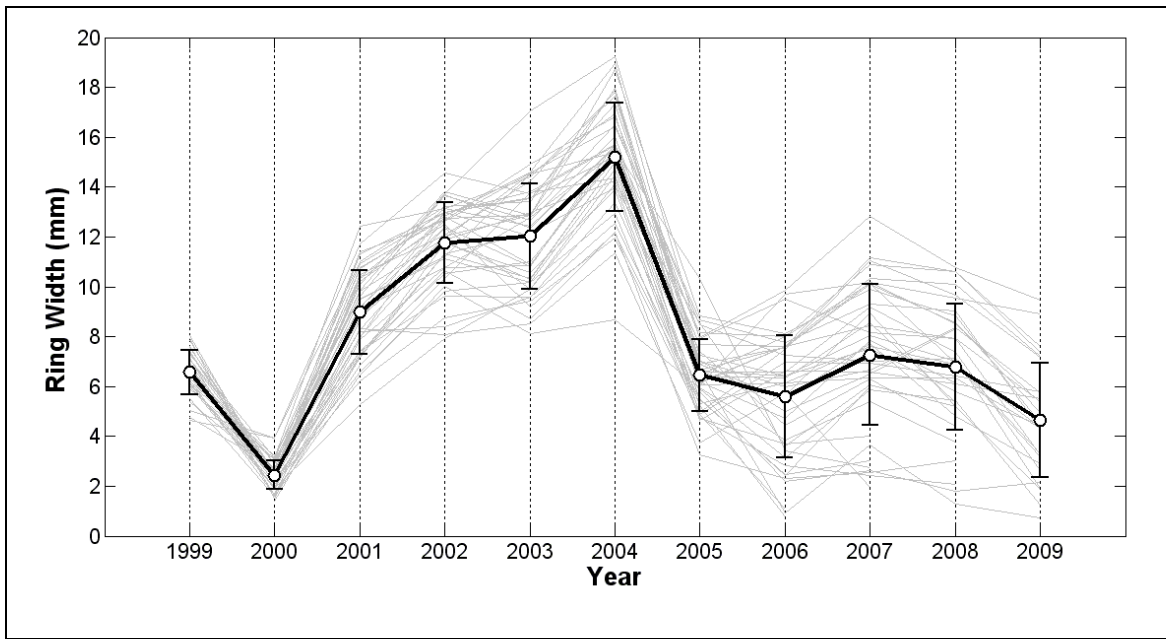
### 3.2 Groei van de populieren

Groei in REF was hoger dan in SED of DRED voor de periode 2001-2007. De gemiddelde jaarlijkse volume aanwas per boom tussen 2004 en 2007 bedroeg 48 dm<sup>3</sup>/jr voor REF, 17 dm<sup>3</sup>/jr voor SED en 10 dm<sup>3</sup>/jr voor DRED (Figuur 4).

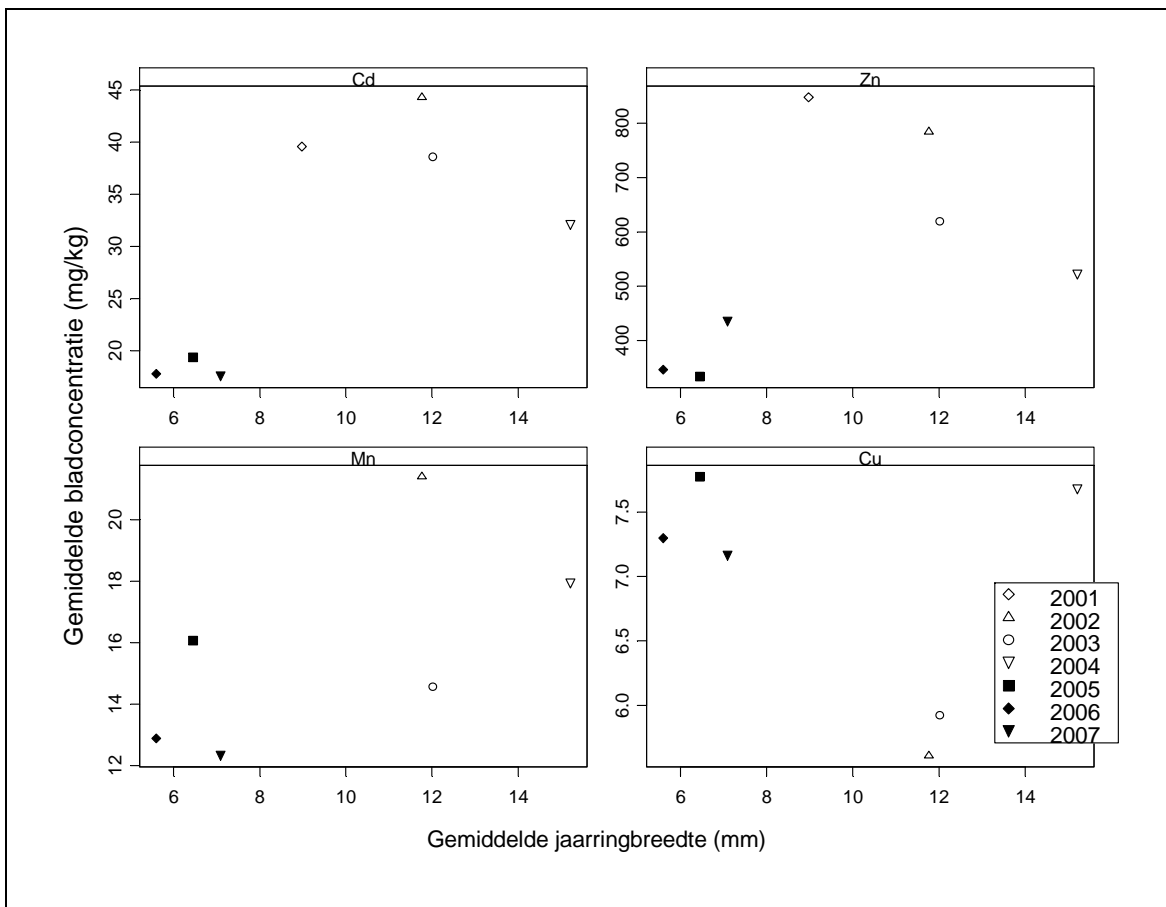


Figuur 4. Omtrek en volume aanwas voor de periode 2004-2007 voor de drie terreinen.

De jaarringbreedtes van de populieren van SED voor de periode 1999-2009 wordt getoond in Figuur 5. De groei daalde in het eerste jaar na de aanplanting, met daarna een gestage toename gedurende vier jaar (2001-2004). In 2005 was er een scherpe terugval, en dit lagere niveau bleef behouden voor de periode 2006-2009. De verhouding tussen de gemiddelde jaarringbreedte en de gemiddelde bladconcentratie Cd, Zn, Cu en Mn per jaar voor SED wordt getoond in Figuur 6.



Figuur 5. Jaarringbreedtes in SED voor de periode 1999-2009. De dikke lijn toont het gemiddelde met aanduiding van de standaardafwijking voor de 20 bemonsterde bomen.



Figuur 6. Gemiddelde bladconcentratie Cd, Zn, Mn en Cu versus gemiddelde jaarringbreedte per jaar voor SED.

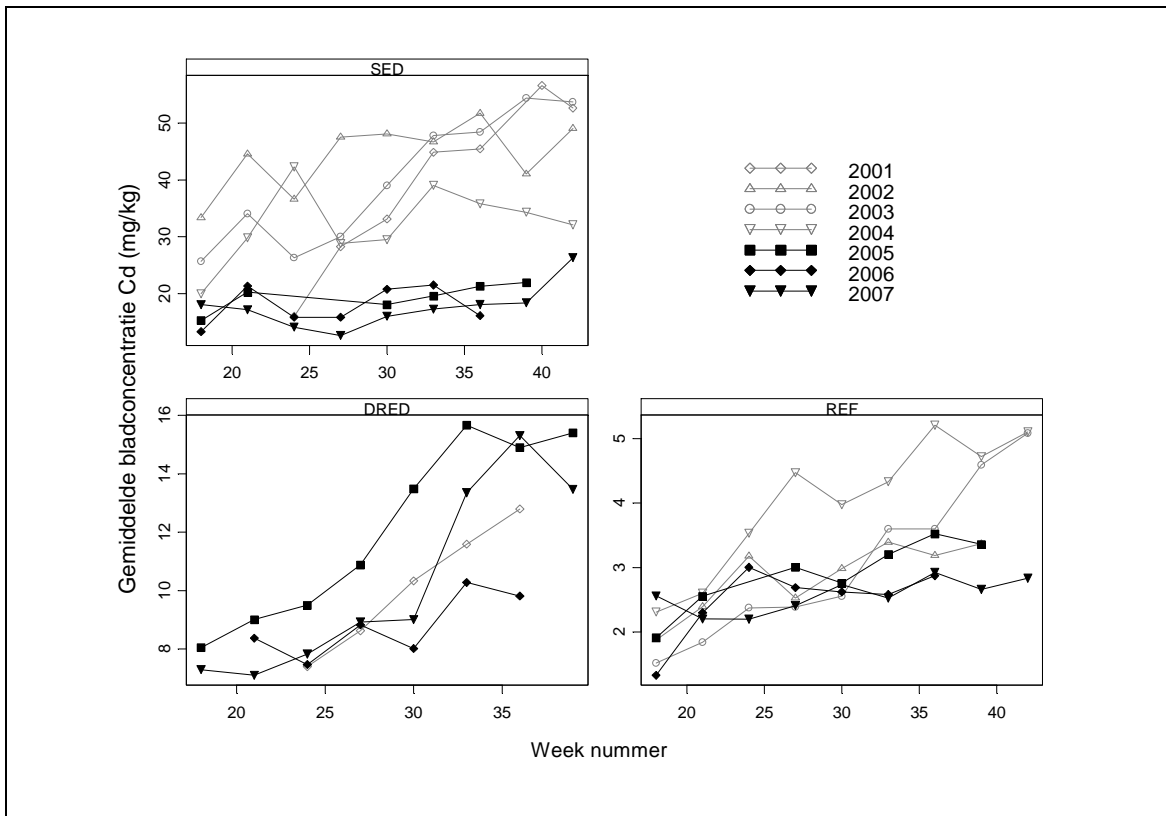
### 3.3 Veranderingen in bladconcentratie binnen en tussen jaren

#### Cadmium

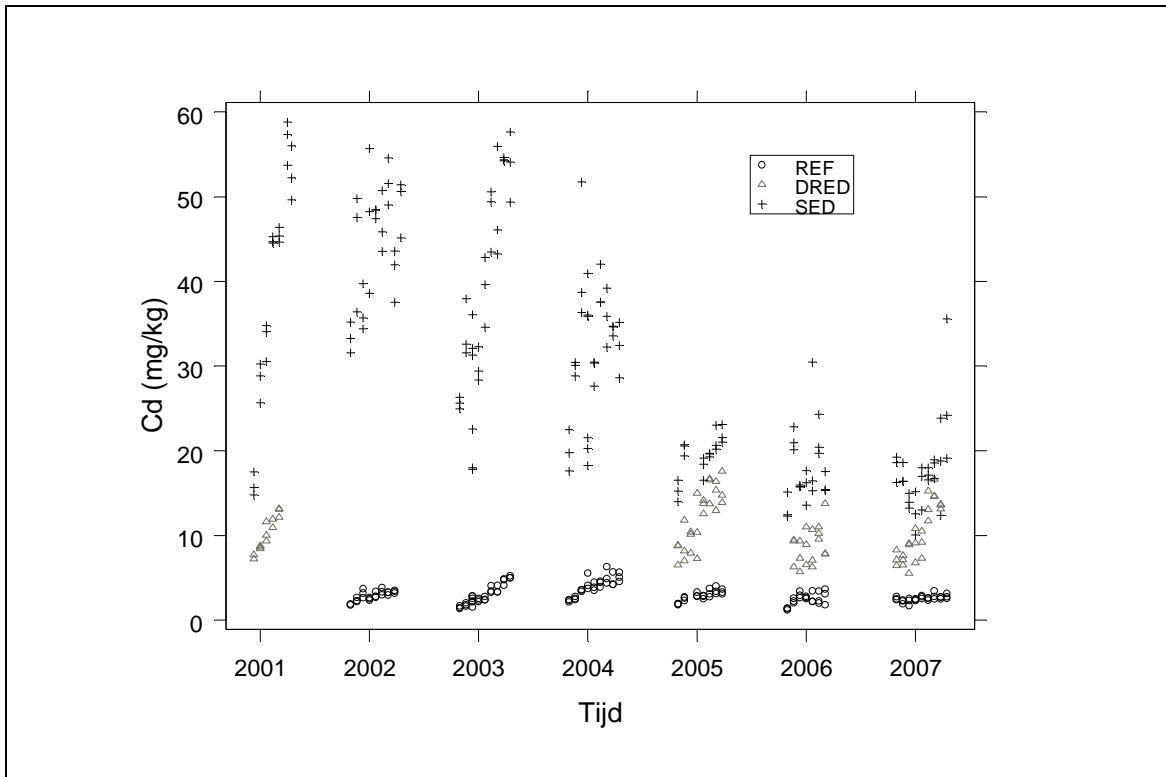
De Cd bladconcentratie in SED varieerde sterk binnen één groeiseizoen tijdens de eerste vier jaar (Figuur 7 en Figuur 8). Na de eerste vier jaar verminderde de variabiliteit, maar de bladconcentratie was nog steeds hoger aan het einde van het groeiseizoen. In Figuur 8 is te zien dat de concentraties van de drie mengstalen die tijdens elk terreinbezoek genomen werden sterk konden verschillen. Concentraties aan het einde van het groeiseizoen daalden met toenemende leeftijd in SED (Tabel 2). Bladconcentraties van de populieren van DRED en REF waren lager dan in SED en minder variabel. De toename aan het eind van het groeiseizoen was nog steeds aanwezig, maar opeenvolgende jaren verschilden weinig in concentratie. Het grootste deel van de totale variatie in de data zat dan ook binnen de jaren voor DRED (70%) en REF (85%), terwijl het omgekeerde gold voor SED, met slechts 37% van de variatie binnen de jaren en de overige 63% tussen de jaren.

De vorm en de coëfficiënten van het model voor de drie terreinen wordt getoond in Tabel 3. De effecten Time (over de jaren) en WeekNum (binnen één jaar) waren significant voor Cd, zonder interactie. De factor Site was ook significant, net zoals de interactie tussen de variabele Time en Site. De dalende Cd concentratie over de groeiseizoenen (onafhankelijk van de veranderingen binnen één groeiseizoen) was significant voor SED. Het effect WeekNum was onafhankelijk van de factor Site, wat wil zeggen dat de toename in Cd concentratie binnen het groeiseizoen significant was voor alle terreinen en jaren en niet verschilde tussen de terreinen onderling.

De voorspelde versus de geobserveerde waarden waren geconcentreerd rond één lijn (Figuur 16) en de voorspelde waarden versus de gestandaardiseerde residu's vormden een compacte puntenwolk zonder patronen (Figuur 17). Beide grafieken geven aan dat het model een groot deel van de geobserveerde variabiliteit verklaart. De opening in de puntenwolk van Figuur 16 en Figuur 17 is te verklaren door het grote verschil in bladconcentratie tussen het referentieterrein en de twee verontreinigde terreinen.



Figuur 7. Variatie in de Cd bladconcentratie binnen het groeiseizoen.



Figuur 8. Cd bladconcentratie tijdens de periode 2001-2007.

Tabel 2. Gemiddelde (en standaard deviatie) van de bladconcentratie Cd, Zn,Cu en Mn voor de eerste 4 en de laatste 3 jaar. Gebaseerd op de concentraties gemeten tijdens de laatste seizoensinzameling (i.e. week 36, 39, 40 en 42).

	SED		REF		DRED	
	2001-2004	2005-2007	2001-2004	2005-2007	2001	2005-2007
Cd	46.3 (8.7)	20.3 (5.0)	4.4 (0.9)	3.0 (0.5)	12.8 (0.6)	13.8 (2.8)
Zn	912 (241)	500 (173)	336 (42)	205 (39)	758 (19)	822 (181)
Cu	7.0 (1.8)	7.6 (1.6)	7.3 (2.8)	8.4 (2.2)	NA	9.2 (1.5)
Mn	18 (4)	17 (7)	112 (26)	59 (11)	NA	56 (30)

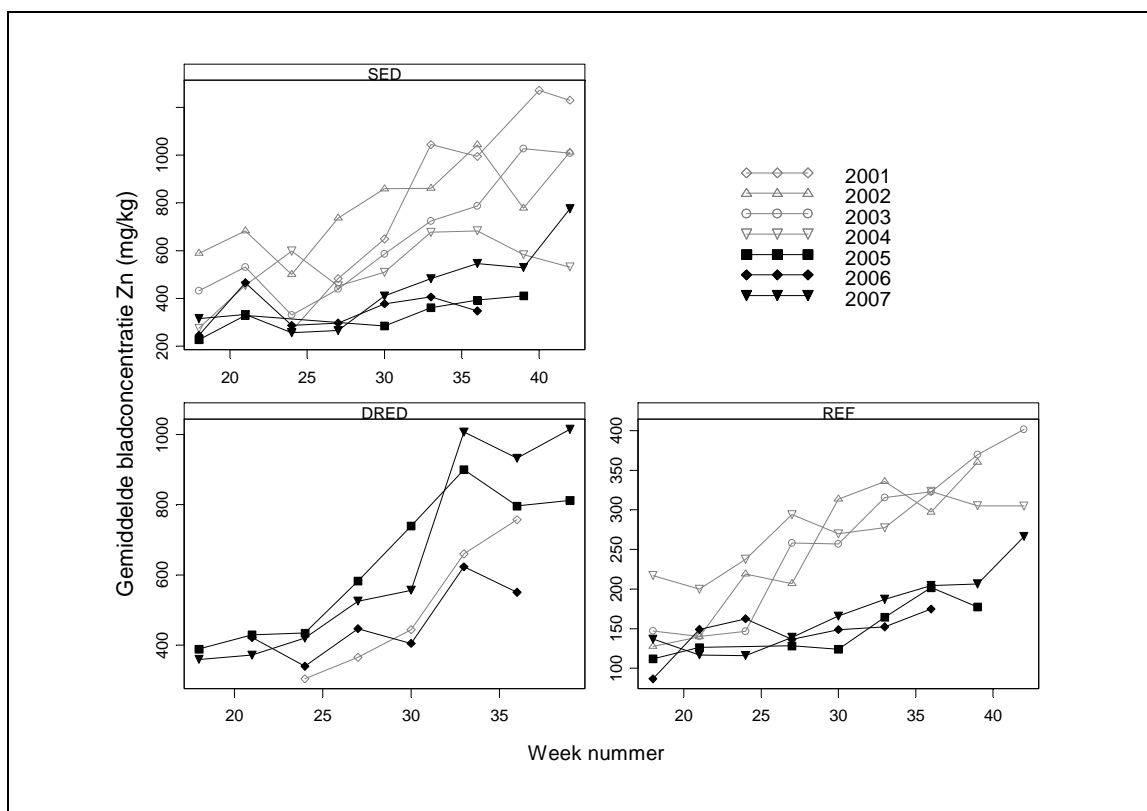
Tabel 3. Modellen en model coëfficiënten voor de bladconcentraties Cd, Zn, Cu en Mn per terrein. P-waarden staan tussen haakjes; vetgedrukte waarden zijn significante coëfficiënten.

Site		$\alpha$	$\beta_1$	$\beta_2$	$\beta_3$	$\beta_4$
<b>Model: <math>\log_{10}(HM) = \alpha + \beta_1 * Time + \beta_2 * WeekNum</math></b>						
Cd	REF	0,15 (0.072)	-0,014 (0.42)	<b>0,64</b> (<0.0001)		
	SED	<b>1,28</b> (<0.0001)	<b>-0,06</b> (0.0003)	<b>0,64</b> (<0.0001)		
	DRED	<b>0,65</b> (<0.0001)	0,0001 (0.94)	<b>0,64</b> (<0.0001)		
Zn	REF	<b>2,00</b> (<0.0001)	<b>-0,045</b> (0.0024)	<b>0,86</b> (<0.0001)		
	SED	<b>2,39</b> (<0.0001)	<b>-0,048</b> (0.0054)	<b>0,86</b> (<0.0001)		
	DRED	<b>2,19</b> (<0.0001)	0,017 (0.35)	<b>0,86</b> (<0.0001)		
Mn	REF	<b>2,04</b> (<0.0001)	<b>-0,098</b> (<0.0001)	<b>0,37</b> (0.0005)		
	SED	<b>1,14</b> (<0.0001)	<b>-0,041</b> (0.0029)	<b>0,37</b> (0.0005)		
	DRED	<b>2,40</b> (0.0004)	-0,178 (0.14)	<b>0,37</b> (0.0005)		
<b>Model: <math>\log_{10}(HM) = \alpha + \beta_1 * Time + \beta_2 * WeekNum + \beta_3 * WeekNum^2 + \beta_4 * WeekNum^3</math></b>						
Cu	REF, SED, DRED	<b>2,75</b> (<0.0001)	<b>0,033</b> (0.0022)	<b>-9,89</b> (<0.0001)	<b>14,35</b> (<0.0001)	<b>-6,27</b> (0.0027)

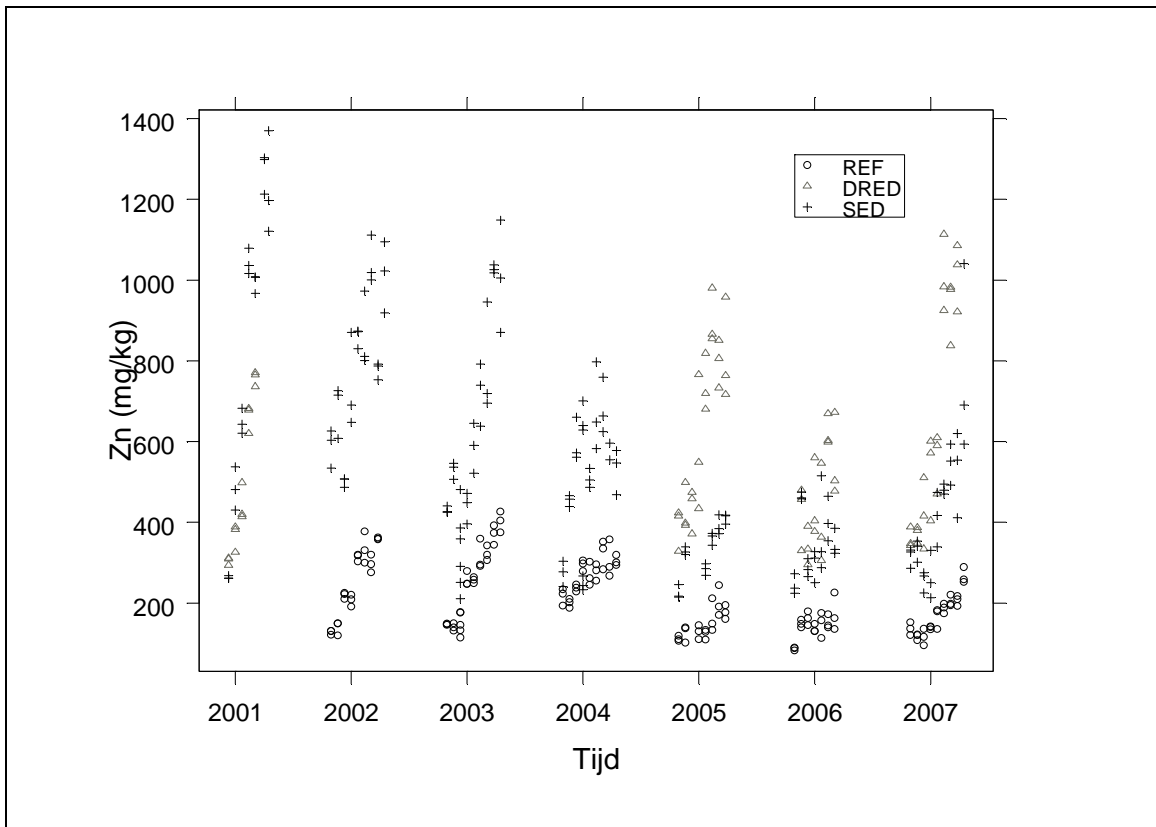


## Zink

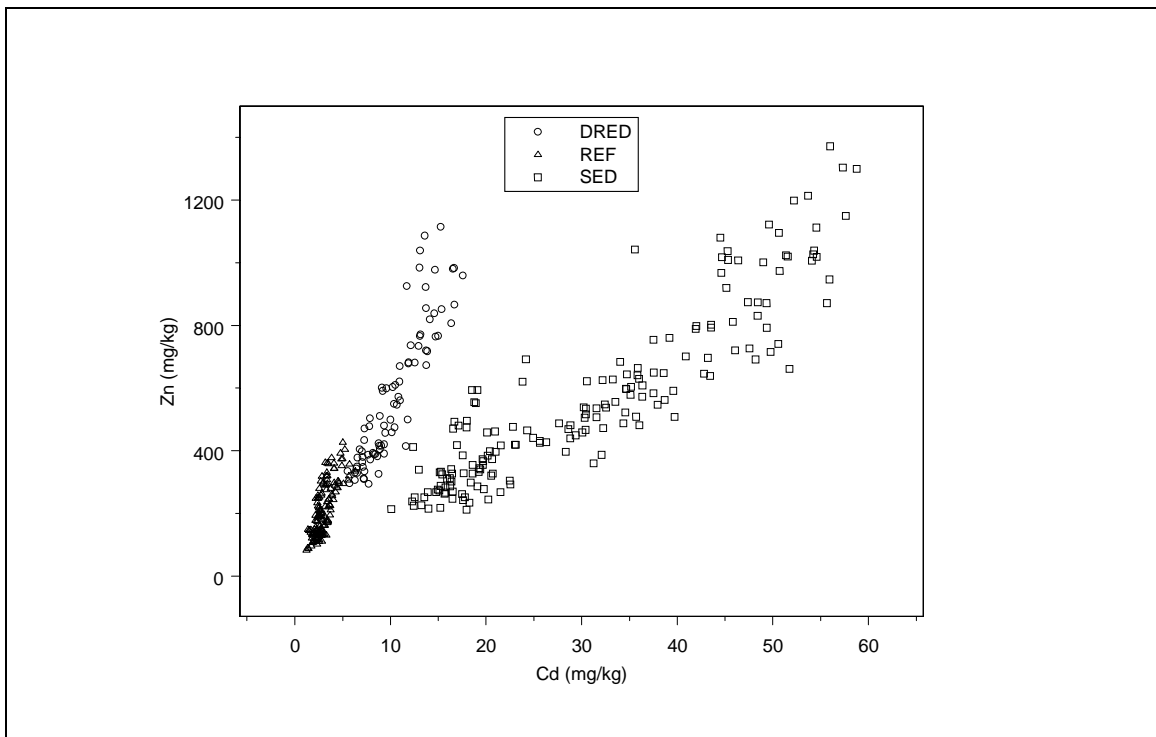
De resultaten voor Zn zijn gelijkaardig aan deze voor Cd. Cd en Zn concentraties zijn positief gecorreleerd, met  $R^2$  die varieert van 0,79 voor SED tot 0,93 voor REF (Figuur 11). De variantie binnen de jaren was groter dan de variantie tussen de jaren voor alle terreinen voor Zn. Time, WeekNum en Site waren significant met interactie tussen Time en Site. Concentraties daalden significant en ongeveer even snel met toenemende leeftijd in SED en REF, maar niet in DRED (Figuur 10). Concentraties namen significant toe naar het einde van het groeiseizoen, met dezelfde model coëfficiënten voor WeekNum op de drie terreinen (Figuur 9 en Tabel 3). De toename van de bladconcentratie binnen het groeiseizoen was iets hoger dan voor Cd. En in tegenstelling tot de Cd bladconcentraties waren de verschillen in Zn concentratie tussen verontreinigde en niet-verontreinigde terreinen klein. De grafieken van de modevaluatie tonen een vrij sterk model (Figuur 16 en Figuur 17).



Figuur 9. Variatie in de Zn bladconcentratie binnen het groeiseizoen.



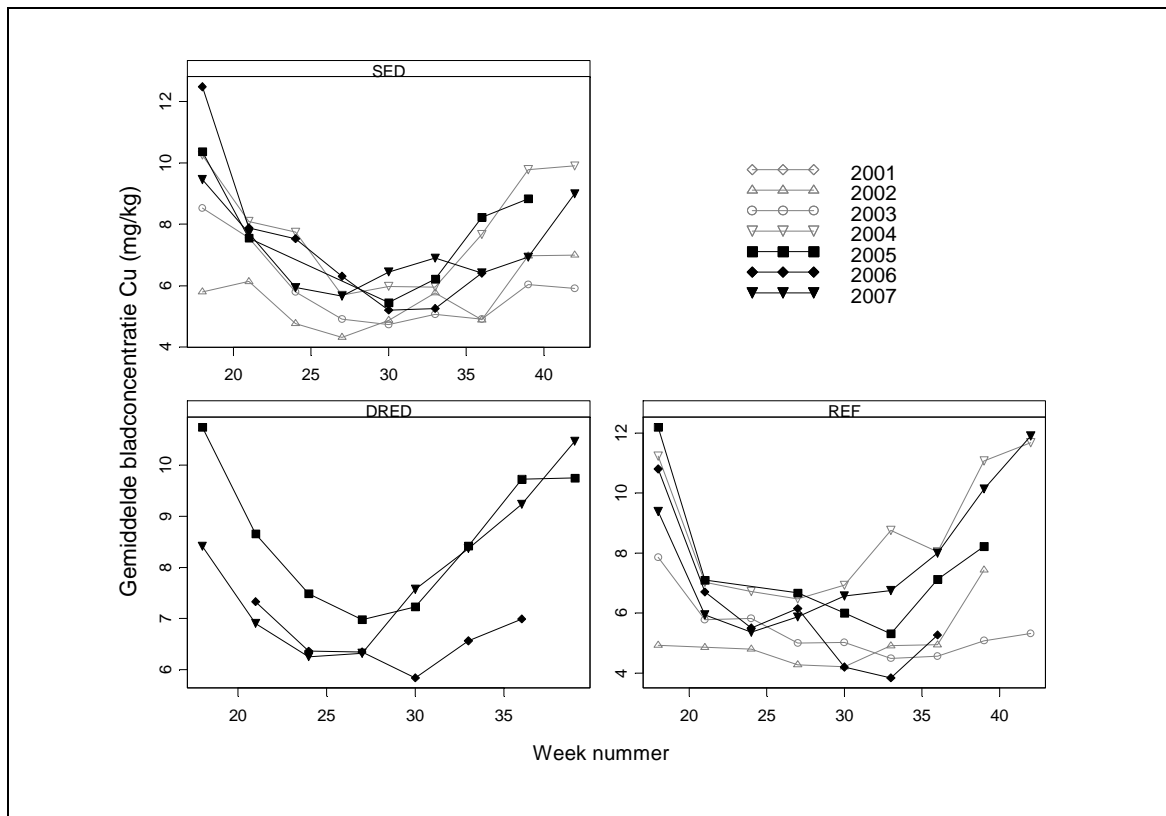
Figuur 10. Zn bladconcentratie tijdens de periode 2001-2007.



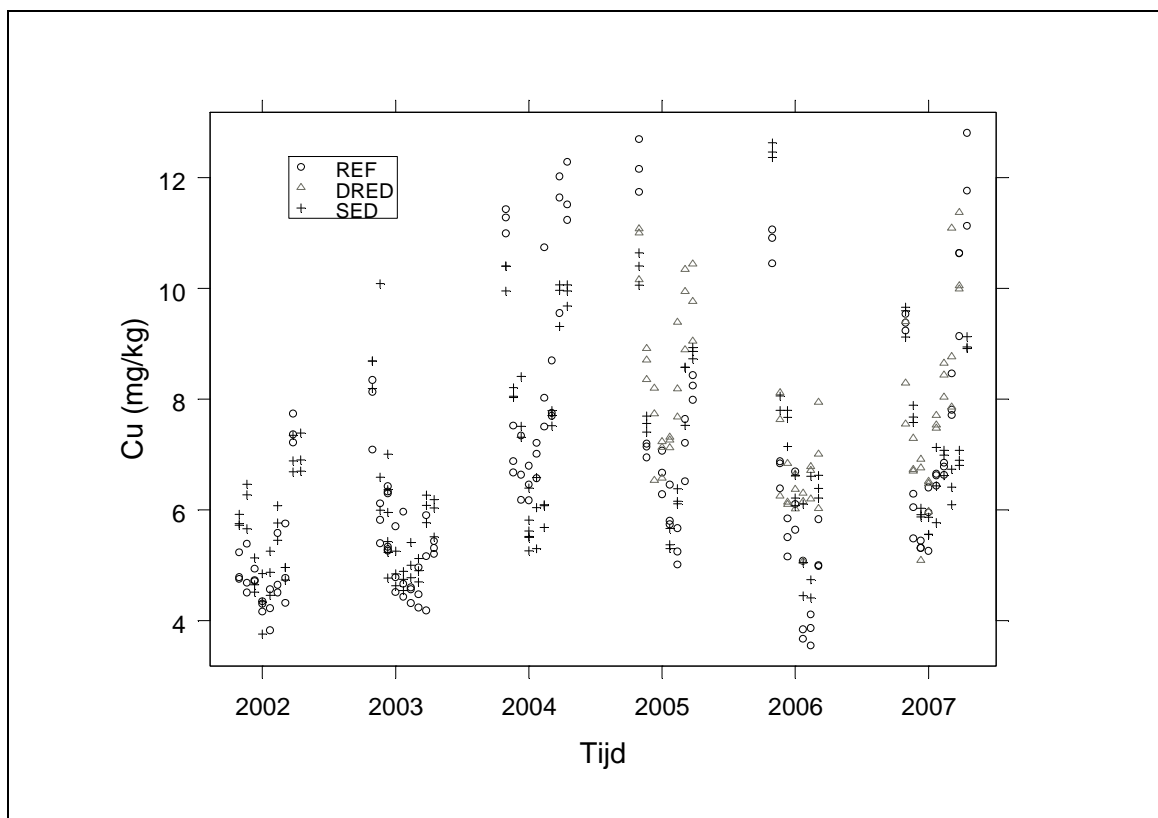
Figuur 11. Correlatie tussen de bladconcentraties Cd en Zn voor de drie terreinen.

## Koper

De variantie binnen het jaar is opnieuw groter (63 tot 77% van de totale variatie) dan de variantie tussen jaren (23 tot 37%). De effecten Time en WeekNum waren beide significant zonder interactie (Tabel 3). De factor Site was niet significant aangezien de Cu concentraties gelijkaardig waren voor de drie terreinen (Figuur 12 en Figuur 13). De factor Time had een positieve coëfficiënt, wat betekent dat de bladconcentraties Cu stijgen met toenemende bestandsleeftijd. De waarde van deze coëfficiënt was echter klein, en dit wijst op een langzame toename over de jaren. Het effect WeekNum werd gemodelleerd als een derdegraadsterm, wat betekent dat de bladconcentraties hoger zijn aan het begin en aan het einde van het groeiseizoen. Aangezien Site niet significant is kan het model gespecificeerd worden met gelijke coëfficiënten voor de drie terreinen. De grafieken van de model evaluatie gaven aan dat de geobserveerde variatie slechts gedeeltelijk verklaard werd door het model (Figuur 16 en Figuur 17). Allicht waren er dus nog andere factoren die de bladconcentraties Cu beïnvloedden.



Figuur 12. Variatie in de Cu bladconcentratie binnen het groeiseizoen.

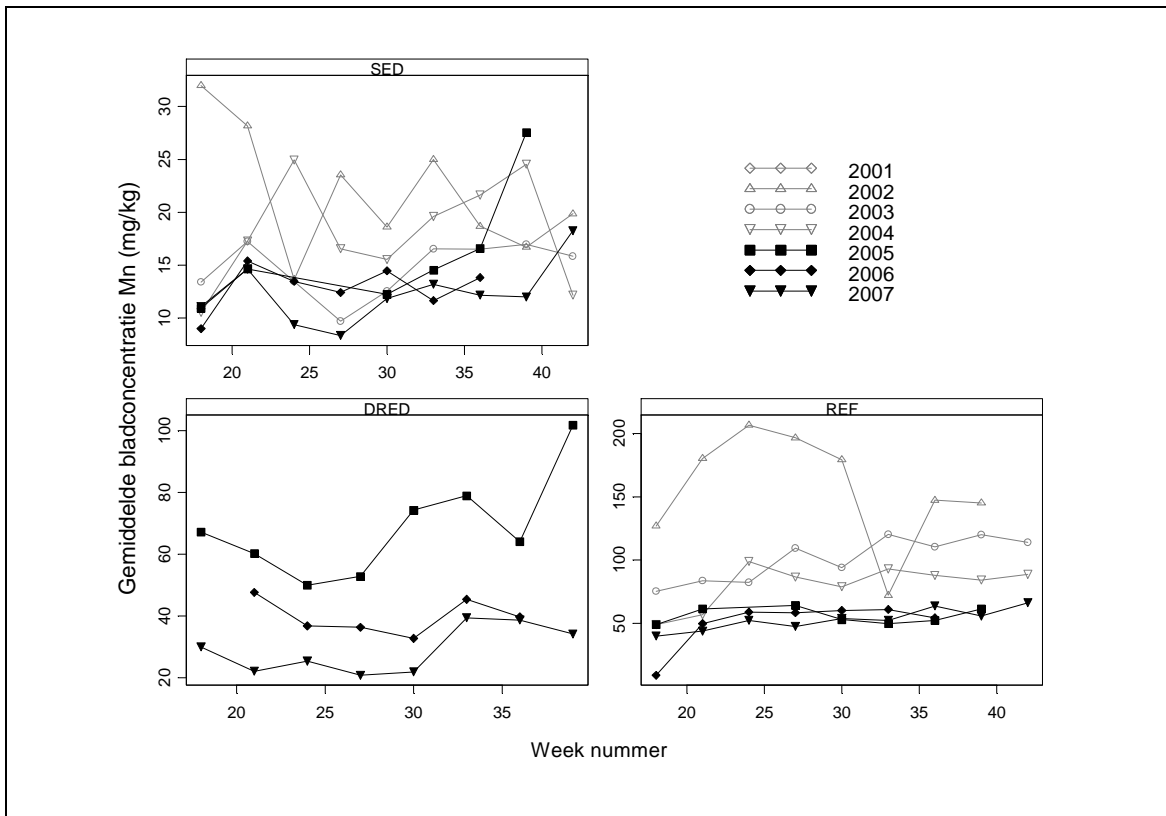


Figuur 13. Cu bladconcentratie tijdens de periode 2001-2007.

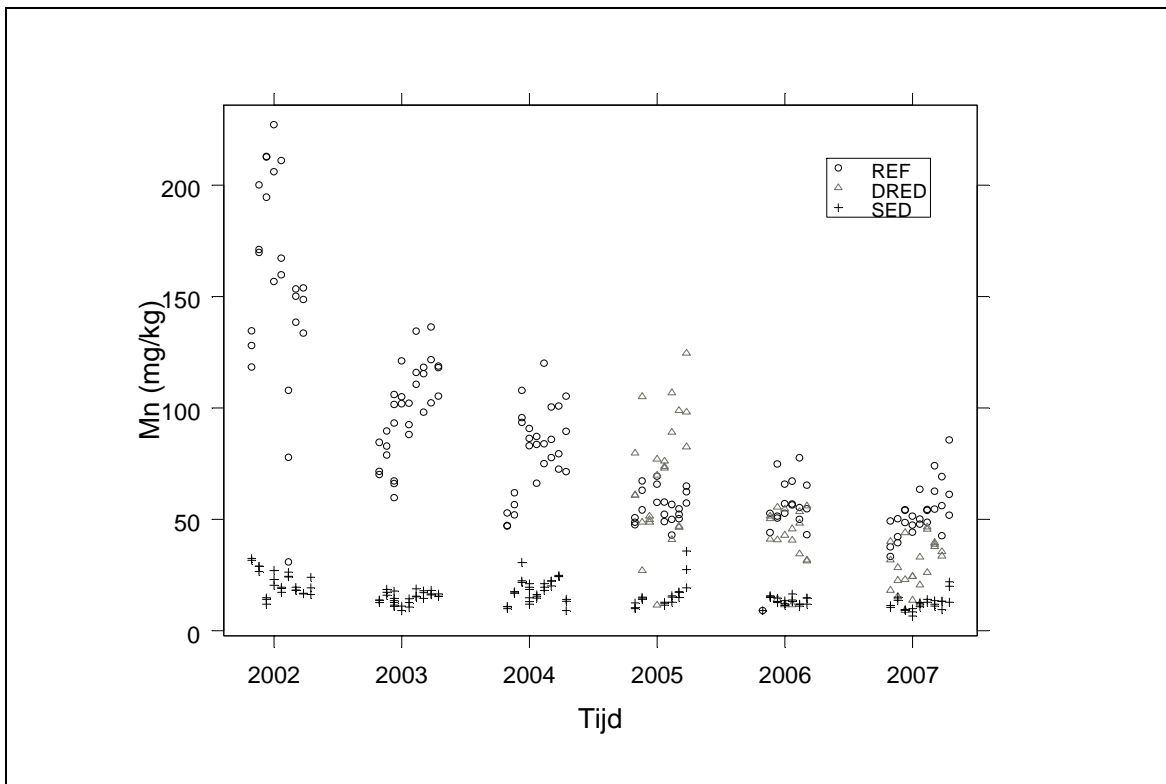
## Mangaan

De factor Site was significant in het model dat de Mn bladconcentraties beschreef. Mn concentraties in de bladeren van de populieren van SED waren lager dan deze van REF en DRED (Figuur 14 en Figuur 15). Variatie binnen het jaar maakte 63% uit van de totale variatie in SED, tegenover slechts 26% in REF en 46% in DRED. Bladconcentraties in REF waren initieel hoger dan in DRED, maar later daalden ze tot hetzelfde niveau (Tabel 2). Met uitzondering van het eerste staalnamejaar stegen de bladconcentraties op het einde van het groeiseizoen voor alle terreinen. Deze toename was statistisch significant en onafhankelijk van Site en Time, de coëfficiënt van WeekNum is dus gelijk voor alle terreinen en jaren (Tabel 3).

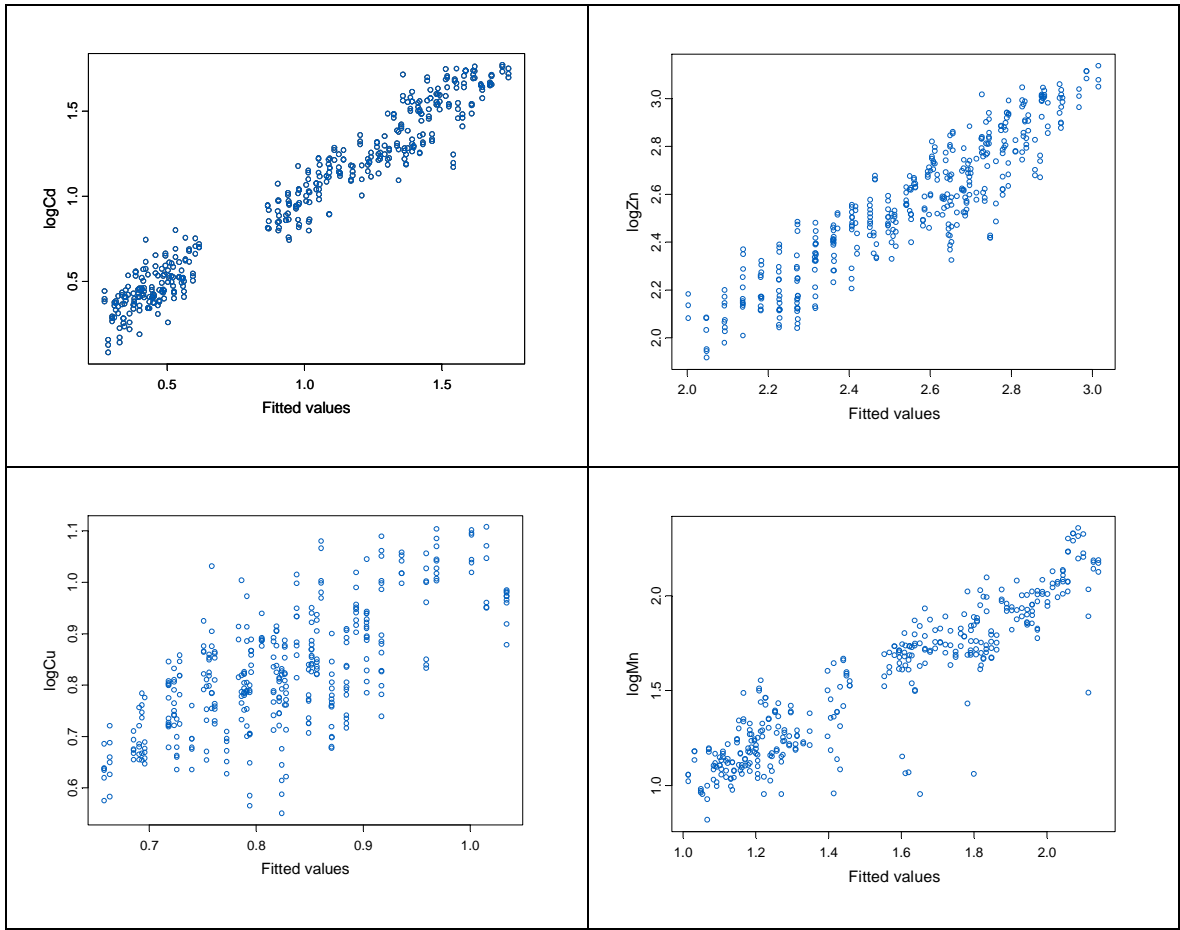
De factor Time was significant voor REF en SED, met dalende Mn bladconcentraties over de jaren. In Figuur 15 is ook een duidelijke daling van de bladconcentraties in DRED te zien, maar hoewel de geschatte model coëfficiënt hoog was (-0,18), was deze coëfficiënt niet significant ( $P=0,14$ ). Dit is waarschijnlijk te wijten aan de hoge onzekerheid die voortvloeit uit de onvolledige tijdserie voor bladconcentraties in DRED. Mn en Cu werden enkel tijdens de 3 laatste jaren geanalyseerd in DRED. Aangezien de model coëfficiënt zo hoog was, werd besloten om hem toch in het model te houden. Hoewel niet significant verschillend van nul, zorgde hij toch voor een betere fit van de geobserveerde data (Figuur 16 en Figuur 17).



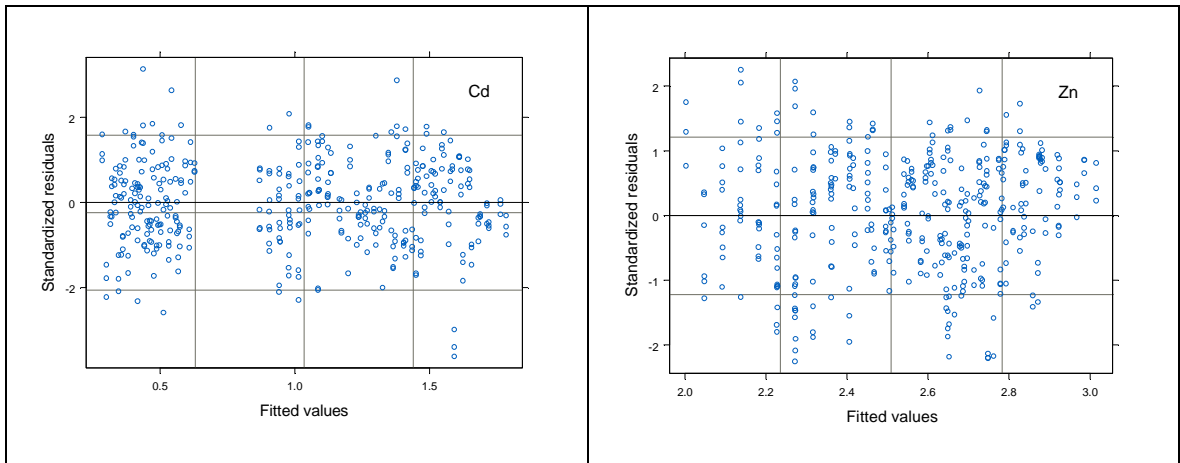
Figuur 14. Variatie in de Mn bladconcentratie binnen het groeiseizoen.



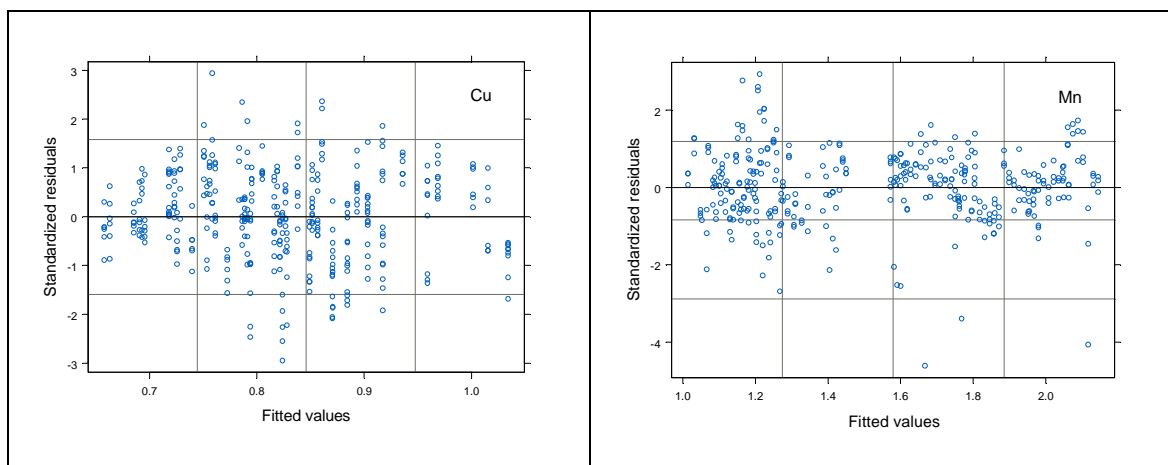
Figuur 15. Mn bladconcentratie tijdens de periode 2001-2007.



Figuur 16. Model evaluatie: gefitte versus gemeten waarden voor de bladconcentraties Cd, Zn, Cu en Mn (logschaal).







Figuur 17. Model evaluatie: gefitte waarden (logschaal) versus gestandaardiseerde residu's voor Cd, Zn, Cu en Mn.

## 4 Discussie

### 4.1 Bodem- versus bladconcentraties

Bladconcentraties Zn en Mn op de verontreinigde terreinen varieerden binnen waarden die ook in andere studies van populier in geïndustrialiseerde gebieden en afvalterreinen van mijnbouw werden teruggevonden. Cd bladconcentraties zijn meestal lager in de literatuur. King et al. (2006) vonden gemiddelde bladconcentraties van 1220 mg Zn/kg en 2,4 mg Cd/kg op zwaar verontreinigde bodems (4285 mg Zn/kg and 20 mg Cd/kg) in 1 tot 3 jaar oude populier (*P. deltoides* x *P. nigra* en *P. trichocarpa*). Laureysens et al. (2004) rapporteerden 500-700 mg Zn/kg, 6-13 mg Cd/kg en 50-60 mg Mn/kg in 6 jaar oude *P. trichocarpa* x *P. deltoides* op licht verontreinigde bodem (60-486 mg Zn/kg, 0,05-1,6 mg Cd/kg en 109-210 mg Mn/kg). Mertens et al. (2004) noteerden 465 mg Zn/kg en 8 mg Cd/kg in jonge *P. alba* (tweede jaar na aanplanting) op bodems met 360 mg Zn/kg en 4,9-6,6 mg Cd/kg. Vandecasteele et al. (2006) onderzochten bladconcentraties Cd, Zn en Mn in *P. deltoides* x *nigra* in drie schorren stroomafwaarts van SED langs de Schelde en vonden 4,2-13,7 mg Cd/kg, 399-1013 mg Zn/kg en 24-35 mg Mn/kg op bodems die 8,3-10,6 mg Cd/kg, 987-1279 mg Zn/kg en 900-1100 mg Mn/kg bevatten. Op een referentiebodem vonden Vandecasteele et al. (2003) bladconcentraties van 2,7 mg Cd/kg and 101 mg Zn/kg in 2 jaar oude *P. trichocarpa* x *P. deltoides*.

SED staat gedeeltelijk onder water tijdens de winter en vroege lente. De redox potentiaal is een bepalende factor in de biobeschikbaarheid van zware metalen in bodems en sediment (Gambrell & Patrick, 1988). In gereduceerde bodems worden Cd, Zn en Cu minder biobeschikbaar door de vorming van in water onoplosbare metaalsulfides en het verstevigen van de chemische binding tussen metalen en humus, terwijl Mn meer biobeschikbaar wordt door de microbiële reductie van Mn oxides. (Du Laing et al., 2007; Gambrell, 1994). In het geval van SED hebben de seizoensale overstromingen echter niet geleid tot een lagere biobeschikbaarheid van Cd en Zn of een hogere beschikbaarheid van Mn. De duur van de overstroming was mogelijk te kort. Vandecasteele et al. (2005) toonden aan dat de natte omstandigheden gedurende het volledige groeiseizoen aanwezig moeten zijn om een duidelijke vermindering van de Cd en Zn opname door wilg te bekomen. Sterk variërende hydrologische condities kunnen de opname zelfs doen toenemen. Van den Berg et al. (1998) besloten dat fluctuerende waterstanden in een verontreinigd wetland resulteerden in hogere concentraties Zn, Cu en Cd in bodemwater tijdens de zomer, waarschijnlijk wegens hogere afbraak van organisch materiaal en het omzetten van sulfides in sulfaat.

Cd en Zn bladconcentraties waren positief gecorreleerd voor alle terreinen (Figuur 11), wat wijst op gelijkaardige mechanismen van opname en opslag in planten. Het verschil in bladconcentraties tussen verontreinigde en niet-verontreinigde gronden was echter relatief groter voor Cd dan voor Zn. Sawidis et al. (2001) observeerden eveneens een beperkt transport van Zn van de wortels naar andere plantendelen in *Populus nigra*. Di Baccio et al. (2003) besloten dat het transport van Zn naar jonge bladeren van *Populus deltoides x nigra* beperkt was en dat Zn vooral werd opgeslagen in wortels en oude bladeren als een strategie om delen van de plant waar essentiële metabolische processen plaatsvinden te beschermen.

Het referentieterrein REF met de laagste Cu concentratie in de bodem had iets hogere bladconcentraties dan de andere twee terreinen. Aangezien Cu onoplosbare complexen vormt met organisch materiaal (Singh et al., 1998; Watmough & Dickinson, 1995), kan het relatief lage organisch materiaal gehalte in REF de hogere bladconcentratie verklaren. Meer algemeen wordt Cu slechts in geringe mate getransporteerd van de wortels naar de bladeren van populier, maar wordt het wel opgeslagen in de wortels (Dinelli & Lombini, 1996; Sebastiani et al., 2004; Stoltz & Greger, 2002). Dinelli & Lombini (1996) vonden lage Cu concentraties van 22 mg/kg (april), 8 mg/kg (juni) en 11 mg/kg (september) in *P. nigra* bladeren van bomen op zwaar verontreinigde bodem (1300-2110 mg Cu/kg). Sebastiani et al. (2004) analyseerde Cu concentraties in wortels, stam en bladeren van stekken van populier die gedurende 1 jaar gegroeid hadden op bodem die bemest was met industrieel organisch afval. De wortels bevatten 2 tot 4 keer hogere Cu concentraties en een ongeveer 5 keer hogere totale Cu voorraad dan de bladeren. Laureysens et al. (2004) vonden bladconcentraties van 9-14 mg Cu/kg op bodems met 7-43 mg Cu/kg. Mertens et al. (2006) noteerden 3,8 mg Cu/kg in *P. alba* op bodems met 47-60 mg Cu/kg bodem. Vandecasteele et al. (2006) rapporteerden 4,1-7 mg Cu/kg in *P. deltoides x nigra* op bodems die 145-202 mg Cu/kg bevatten. Deze waarden liggen binnen het bereik van de resultaten van de huidige studie.

## 4.2 Verandering in bladconcentratie binnen het jaar

Hoge bladconcentraties aan het einde van het groeiseizoen werden ook in vroeger onderzoek vastgesteld (Laureysens et al., 2004; Mertens et al., 2006; Vandecasteele et al., 2005). Mogelijke verklaringen zijn (1) een hoge evapotranspiratie, in het bijzonder tijdens de zomer, die veroorzaakt wordt door de lage luchtvochtigheid en een dalend watertransport binnen de verouderende bladeren en (2) translocatie van metalen naar de bladeren als een afweermechanisme van de plant om zoveel mogelijk metalen uit hun weefsel te verwijderen (Baker, 1981; Dinelli & Lombini, 1996). Sommige auteurs beschrijven eveneens hogere Cu bladconcentraties aan het begin en aan het einde van het groeiseizoen met lagere concentraties in het midden (Dinelli & Lombini, 1996; Laureysens et al., 2004; Mertens et al., 2006; Mertens et al., 2004). Dinelli & Lombini (1996) vonden een hogere Cu concentratie in de wortels van *Silene armeria* aan het begin van het groeiseizoen. Hun hypothese was dat het gehalte aan nutriënten sterk toenam aan het begin van het groeiseizoen doordat de opname van nutriënten relatief hoog was ten opzichte van de groeisnelheid. De sterke groei later in het groeiseizoen zorgt dan weer voor een afname van de elementconcentraties door verdunning.

## 4.3 Verandering in bladconcentratie over de jaren

De bladconcentratie Cd, Zn en Mn van de jonge populierenaanplanting op de verontreinigde bodem van SED daalde over de jaren. In de populieren van de referentiebodem REF werd een significante daling voor Zn en Mn maar niet voor Cd gemeten. De oudere populieren van de baggergrond hadden constante bladconcentraties over de jaren. In SED halveerden de Cd en Zn concentraties tijdens de 7 jaar observatie. Een dalende opname van zware metalen met toenemende leeftijd werd ook vastgesteld door andere auteurs. Bijvoorbeeld Mertens et

al. (2006) vergeleken de concentraties Cd, Cr, Cu, Ni, Pb en Zn in de biomassa compartimenten van wilgen van verschillende leeftijd (1 tot 6 jaar oud). Cd, Cu en Zn concentraties in de bladeren, stam en schors namen af met de leeftijd. Hammer et al. (2003) onderzochten een 5 jaar oude korte rotatie teelt van *Salix viminalis* die jaarlijks geoogst werd. Biomassa productie nam elk jaar toe terwijl Cd en Zn concentraties in de jonge scheuten afnam. Hasselgren (1999) besloot dat de concentratie van nutriënten en van Cd, Cr, Cu, Ni en Zn in plantweefsel afnam met toenemende leeftijd van de stoffloten en/of wortel van een korte rotatie hakhout van wilg dat bemest werd met zuiveringslib. In de literatuur worden verschillende mogelijke oorzaken genoemd van de geobserveerde afname in zware metaalconcentratie van bladeren met toenemende leeftijd. Ten eerste is er het effect van "biologische verdunning", waarmee bedoeld wordt dat sterkere groei zorgt voor lagere metaalconcentraties in plantweefsel (Hammer et al., 2003; Jarvis & Jones, 1978; Klang-Westin & Perttu, 2002). Dit effect kan vooral een rol spelen in de jonge aanplantingen SED en REF, aangezien de biomassa productie normaal gezien sterk toeneemt in jonge bestanden. Klang-Westin & Perttu (2002) vergeleken de Cd concentratie en biomassa in 1- en 2-jarige *Salix* stekken die gekweekt werden op een nutriëntarme en een nutriëntrijke bodem. Ze vonden een tegengestelde en zeer consistente relatie tussen de biomassa productie van stam, wortel en blad en hun respectievelijke Cd concentraties, onafhankelijk van de Cd concentraties in de bodem. Een hogere biomassa productie resulteerde in een lagere Cd concentratie in biomassa, die echter geen of een zeer klein positief effect had op de totale hoeveelheid Cd. Deze relatie werd echter niet teruggevonden binnen onze SED data (Figuur 6), waar de sterke groei met brede jaarringen tijdens de periode 2001-2004 gekenmerkt werd door hogere bladconcentraties dan in de daaropvolgende periode 2005-2007 wanneer de groei sterk afnam. De slechte gezondheid van het bestand lijkt hier zwaarder door te wegen dan het verdunningseffect ten gevolge van sterke groei.

Een tweede mogelijke verklaring voor de dalende bladconcentraties over de jaren is een afname van de biobeschikbare fractie in de bodem. Eriksson & Ledin (1999) vonden dat de hoeveelheid plantbeschikbare Cd (0,01 M CaCl<sub>2</sub> extraheerbaar) in de bodem met 40% daalde na 8-15 jaar *Salix* korte rotatie teelt. Het effect op de totale hoeveelheid Cd in de bodem (0,1-0,2 mg Cd/kg) was verwaarloosbaar. Greger & Landberg (1999) rapporteerden dat 26% en 35% van de biobeschikbare Cd (1 M NH<sub>4</sub>Ac extraheerbaar) verwijderd werd door *Salix* in een 90 dagen durende potproef met bodems die initieel respectievelijk 0,5 en 5,6 mg Cd/kg bevatten. Pulford & Watson (2003) vonden een daling van EDTA extraheerbare Cd, Cu en Zn onder wilgenteelt in vergelijking met aangrenzend land dat niet beplant was. De metaalconcentratie in de wilgen vertegenwoordigde slechts een klein aandeel van de geobserveerde daling in de bodem, die dan ook werd toegeschreven aan een herverdeling van de metalen over de verschillende vaste bodemfases. Sequentiële extractie van de metalen in de bodem bevestigde dit: op plaatsen waar de wilgen voorkwamen waren de extraheerbare fracties significant lager en de restfractie hoger. Dit effect van dalende biobeschikbaarheid kan vooral een rol spelen in de referentiebodem, aangezien dit een nieuwe aanplanting is op vroegere landbouwbodem en omdat de initiële concentratie zware metalen laag is.

Tenslotte zullen oudere wortels die sterker ontwikkeld zijn diepere en mogelijk minder verontreinigde bodemlagen kunnen ontsluiten wat kan leiden tot een lagere opname van zware metalen. Eriksson & Ledin (1999) toonden aan dat een belangrijk deel van de Cd opname in wilg gebeurt vanuit de diepere bodemlagen. Turner & Dickinson (1993) voerden een experiment uit met zaailingen van esdoorn (*Acer pseudoplatanus*) die geplant werden in een bodem met afwisselend verontreinigde en niet-verontreinigde lagen. De wortels ontwikkelden zich duidelijk beter in de niet-verontreinigde lagen. In verontreinigde lagen waren ze dikker maar vormden weinig of geen laterale wortels of haarwortels. Johnson et al. (1977) observeerden dat de wortelontwikkeling stopte op de grens tussen met Pb en Zn

verontreinigd mijnafval en een 15 tot 30 cm dikke propere afdeklaag. Millis et al. (2004) rapporteerden lagere Cd concentraties en hogere biomassa productie in sla planten die gekweekt werden op bodems met een heterogene verspreiding van zware metalen in vergelijking met bodems waarin de verontreiniging homogeen verdeeld was. Al deze bevindingen lijken erop te wijzen dat wortels van planten actief op zoek gaan naar gunstige bodemcondities en dat ze verontreinigd bodemmateriaal ontwijken. Dit fenomeen kan vooral een invloed hebben op het terrein SED, waar de verontreinigde bodem een oppervlakkige laag van 10 tot 40 cm dikte vormt met daaronder het originele bodemmateriaal met lagere metaalconcentraties (Tabel 1). Een belangrijke kanttekening bij de experimenten uit de geciteerde literatuur is dat de wortelontwikkeling vergeleken wordt in bodems met verschillende verontreinigingsgraad maar gelijkaardige nutriënten rijkdom. In SED daarentegen is de gecontamineerde bodem beduidend rijker aan nutriënten dan de propere lagen, en dit zal de wortelontwikkeling stimuleren (Hackett, 1968; Slade & Hutchings, 1987). Bovendien daalde de Mn concentratie niet met toenemende diepte voor SED, terwijl de bladconcentraties wel afnamen over de jaren.

Een slechte gezondheidstoestand kan ook invloed hebben op de bladopname aangezien bij vertraagde groei transpiratie en wateropname verminderen en dus ook de opname van wateroplosbare metalen. Dit effect werkt dus tegenovergesteld aan het eerder vernoemde effect van biologische verdunning, dat een lagere bladopname verklaart door een versnelde groei. Dit zou vooral voor SED van belang kunnen zijn, omdat de gemiddelde aanwas vanaf 2005 hier abnormaal laag was (Figuur 4). De populierenaanplantingen hadden alledrie in zekere mate te kampen met roestverschijnselen, maar in DRED en SED waren de bladeren volledig verdroogd aan het einde van het groeiseizoen. In 2005 en 2006 konden maar tot respectievelijk week 39 (eind september) en week 36 (begin september) bladstalen verzameld worden wegens vervroegde bladval. Samen met de ongunstige hydrologische omstandigheden die het groeiseizoen in SED verder verkorten, kan dit de vertraagde groei verklaren. Roest werd voor het eerst vastgesteld in 2004 in SED. In 2008 waren 13 van de 58 bomen dood en in 2009 23 bomen. Figuur 4 toont dat de diameteraanwas zeer laag was eind 2005 in vergelijking met andere jaren. Tegelijkertijd bevatten de bladstalen uit 2005 beduidend lagere Cd en Zn concentraties dan in 2004 (Figuur 8 en Figuur 10). De vertraagde groei en resulterende lagere transpiratie en wateropname waren waarschijnlijk verantwoordelijk voor deze plotse afname in metaalconcentraties in bladeren in 2005.

In tegenstelling tot de elementen Cd, Zn en Mn, werd voor Cu een lichte toename gemeten over de jaren. Hasselgren (1999) kwam tot een gelijkaardige conclusie in een 6 jaar oude korte rotatie hakhout van wilg. Hij veronderstelde dat Cu initieel opgeslagen wordt in de wortels maar eens een punt van verzadiging bereikt is de concentraties in bovengrondse biomassa zal toenemen.

#### **4.4 Ecologische risico-evaluatie**

Hoewel er een significante daling van de bladconcentraties Cd, Zn en Mn werd vastgesteld in SED, lijken de concentraties te stabiliseren na 5 jaar. De laatst opgemeten concentraties zijn nog steeds hoger dan de concentraties gemeten op de referentiebodem. Concentraties in bladeren afkomstig van REF lagen rond 3,0 mg Cd/kg, terwijl bladeren afkomstig van SED aan het einde van de meetperiode nog minimaal 10,0 mg Cd/kg bevatten, met een gemiddelde waarde van 18,1 mg/kg (voor de periode 2005-2007) (Tabel 2). Deze waarde is beduidend lager dan de initiële 40,8 mg/kg (gemiddeld voor de periode 2001-2003), maar is nog steeds hoger dan de maximaal toegelaten concentratie in GFT- en groencompost van 6 mg/kg volgens Vlara (2004). Het lijkt er dan ook op dat het ecologisch risico niet zal verdwijnen bij verder toenemende bestandsleeftijd.

Ook voor de evaluatie en haalbaarheid van fyto-remediatie (i.e. bomen gebruiken om metalen te onttrekken aan verontreinigde bodems), hebben dalende bladconcentraties met toenemende leeftijd belangrijke consequenties. Vooral het geïntegreerde effect van de verandering in biomassa productie en de verandering in concentratie in de biomassa is van belang. Verschillende factoren, zoals beschikbaarheid van nutriënten en zware metalen, de aanwezigheid van niet-verontreinigde lagen en wortelactiviteit spelen hierin een rol. Meetreeksen over lange termijn zijn nodig om de invloed van deze factoren verder uit te klaren. Het moment van staalname binnen het groeiseizoen is hierbij van groot belang. De variabiliteit van de bladconcentraties binnen het jaar leek onafhankelijk van de variabiliteit tussen de jaren en was gewoonlijk groter. Voor langetermijn monitoring van bladconcentraties is het dus absoluut noodzakelijk om de bladstalen steeds rond dezelfde periode van het jaar te verzamelen.

## 5 Besluit en aanbevelingen

Bladconcentraties van Zn en Mn in populier op de verontreinigde bodem SED en de niet-verontreinigde referentiebodem REF daalden significant tijdens de eerste 7 jaar na aanplanting. Bladconcentraties Cd nam enkel af voor de populieren van SED. In SED werd na de eerste vier groeijaren een plotse afname van de bladconcentraties vastgesteld, in het bijzonder voor Cd, waarna de concentraties stabiliseerden. De Cu concentratie in blad was laag en nam licht toe over de jaren zowel voor de verontreinigde terreinen SED en DRED als voor de referentiebodem REF. Bladconcentraties waren hoger aan het einde van het groeiseizoen op alle terreinen voor Cd, Zn, Mn en Cu en voor Cu eveneens aan het begin van het groeiseizoen. Deze evolutie binnen het groeiseizoen bleef onveranderd gedurende de volledige meetperiode.

Voor het verontreinigde terrein SED kon tenminste een deel van de afname in bladconcentratie verklaard worden door de dalende aanwas. Een combinatie van ongunstige hydrologische omstandigheden en sterke roestaantastingen zorgde ervoor dat de groei sterk daalde in 2005, en in hetzelfde jaar namen ook de Cd en Zn concentraties sterk af. Een lagere evapotranspiratie zorgde waarschijnlijk voor een geringere opname van wateroplosbare zware metalen. De bladconcentraties Zn en Mn daalden echter ook over de jaren in het gezonde referentiebestand REF. Er zijn dan ook meerdere processen die de bladopname van zware metalen in jonge populier beïnvloeden. De situatie op het referentieterrein lijkt te wijzen in de richting van het effect van biologische verdunning en dalende bodemconcentratie van biobeschikbare zware metalen. Deze hypothese wordt ondersteund door de constante bladconcentraties Cd, Zn en Mn in de oudere aanplanting van populier op een baggergrond DRED. Deze aanplanting wordt immers gekenmerkt door een lage aanwas die biologische verdunning uitsluit en gezien de hogere bestandsleeftijd lijkt het onwaarschijnlijk dat het effect van dalende biobeschikbare fracties nog een rol speelt.

## Lijst van figuren

Figuur 1. Ligging van de terreinen SED, DRED en REF. ....	10
Figuur 2. Totale maandelijks neerslag, minimum van de gemiddelde dagtemperatuur en maximum van de gemiddelde dagtemperatuur in Melle (9 km ten NO van SED)...	11
Figuur 3. Hoogte van het grondwater in een peilbuis op 90 m afstand van SED (maaiveld ter hoogte van 0 op Y-as).....	11
Figuur 4. Omtrek en volume aanwas voor de periode 2004-2007 voor de drie terreinen. ....	16
Figuur 5. Jaarringbreedtes in SED voor de periode 1999-2009. De dikke lijn toont het gemiddelde met aanduiding van de standaardafwijking voor de 20 bemonsterde bomen. ....	17
Figuur 6. Gemiddelde bladconcentratie Cd, Zn, Mn en Cu versus gemiddelde jaarringbreedte per jaar voor SED.....	17
Figuur 7. Variatie in de Cd bladconcentratie binnen het groeiseizoen. ....	19
Figuur 8. Cd bladconcentratie tijdens de periode 2001-2007. ....	19
Figuur 9. Variatie in de Zn bladconcentratie binnen het groeiseizoen. ....	21
Figuur 10. Zn bladconcentratie tijdens de periode 2001-2007.....	22
Figuur 11. Correlatie tussen de bladconcentraties Cd en Zn voor de drie terreinen. ....	22
Figuur 12. Variatie in de Cu bladconcentratie binnen het groeiseizoen. ....	23
Figuur 13. Cu bladconcentratie tijdens de periode 2001-2007.....	24
Figuur 14. Variatie in de Mn bladconcentratie binnen het groeiseizoen.....	25
Figuur 15. Mn bladconcentratie tijdens de periode 2001-2007. ....	25
Figuur 16. Model evaluatie: gefitte versus gemeten waarden voor de bladconcentraties Cd, Zn, Cu en Mn (logschaal).....	26
Figuur 17. Model evaluatie: gefitte waarden (logschaal) versus gestandaardiseerde residu's voor Cd, Zn, Cu en Mn. ....	27



## Lijst van tabellen

Tabel 1. Gemiddelde (en standaard afwijking) van de bodemkarakteristieken en zware metaalgehalten van de drie terreinen op verschillende diepte. ....	15
Tabel 2. Gemiddelde (en standaard deviatie) van de bladconcentratie Cd, Zn,Cu en Mn voor de eerste 4 en de laatste 3 jaar. Gebaseerd op de concentraties gemeten tijdens de laatste seizoensinzameling (i.e. week 36, 39, 40 en 42). ....	20
Tabel 3. Modellen en model coëfficiënten voor de bladconcentraties Cd, Zn, Cu en Mn per terrein. P-waarden staan tussen haakjes; vetgedrukte waarden zijn significante coëfficiënten. ....	20

## Literatuurlijst

- Baker A.J.M. (1981). Accumulators and excluders - Strategies in the response of plants to heavy-metals. *Journal of Plant Nutrition* 3(1-4): 643-654.
- Di Baccio D., Tognetti R., Sebastiani L., Vitagliano C. (2003). Responses of *Populus deltoides* x *Populus nigra* (*Populus x euramericana*) clone I-214 to high zinc concentrations. *New Phytologist* 159: 443-452.
- Dik E.J. (1990). De schatting van volumes en werkhoutlengten bij populier. Report nr. 590. Instituut voor bosbouw en groenbeheer "De Dorschkamp", Wageningen, 52 pp.
- Dinelli E. & Lombini A. (1996). Metal distributions in plants growing on copper mine spoils in Northern Apennines, Italy: The evaluation of seasonal variations. *Applied Geochemistry* 11(1-2): 375-385.
- Du Laing G., Vanthuyne D.R.J., Vandecasteele B., Tack F.M.G., & Verloo M.G. (2007). Influence of hydrological regime on pore water metal concentrations in a contaminated sediment-derived soil. *Environmental Pollution* 147(3): 615-625.
- Eriksson J., Ledin S. (1999). Changes in phytoavailability and concentration of cadmium in soil following long term *Salix* cropping. *Water, Air, and Soil Pollution* 114: 171-184.
- Gambrell R.P. (1994). Trace and toxic metals in wetlands - A review. *Journal of Environmental Quality* 23(5): 883-891.
- Gambrell R.P. & Patrick W.H. (1988). The influence of redox potential on the environmental chemistry of contaminants in soils and sediments. In: Hook D.D. The ecology and management of wetlands. Volume I. Ecology of wetlands. p. 319-333.
- Greger M., Landberg T. (1999). Use of willow in phytoextraction. *International Journal of Phytoremediation* 1: 115-123.
- Hackett A. (1968). A study of the root system of Barley. I. Effects of nutrition on two varieties. *New Phytologist* 67: 287-299.
- Hammer D., Kayser A., & Keller C. (2003). Phytoextraction of Cd and Zn with *Salix viminalis* in field trials. *Soil Use and Management* 19(3): 187-192.
- Hasselgren K. (1999). Utilization of sewage sludge in short-rotation energy forestry: a pilot study. *Waste Management & Research* 17: 251-262.
- Jarvis S.C. & Jones L.H.P. (1978). Uptake and transport of cadmium by perennial Ryegrass from flowing solution culture with a constant concentration of cadmium. *Plant and Soil* 49(2): 333-342.
- Johnson M.S., Mcneilly T., Putwain P.D. (1977). Revegetation of metalliferous mine spoil contaminated by lead and zinc. *Environmental Pollution* 12: 261-277.
- King R.F., Royle A., Putwain P.D., Dickinson N.M. (2006). Changing contaminant mobility in a dredged canal sediment during a three-year phytoremediation trial. *Environmental Pollution* 143: 318-326.
- Klang-Westin E. & Perttu K. (2002). Effects of nutrient supply and soil cadmium concentration on cadmium removal by willow. *Biomass & Bioenergy* 23(6): 415-426.

Laureysens I., Blust R., De Temmerman L., Lemmens C., & Ceulemans R. (2004). Clonal variation in heavy metal accumulation and biomass production in a poplar coppice culture: I. Seasonal variation in leaf, wood and bark concentrations. *Environmental Pollution* 131(3): 485-494.

Mertens J., Van Nevel L., De Schrijver A., Piesschaert F., Oosterbaan A., Tack F.M.G., & Verheyen K. (2007). Tree species effect on the redistribution of soil metals. *Environmental Pollution* 149(2): 173-181.

Mertens J., Vervaeke P., De Schrijver A., & Luysaert S. (2004). Metal uptake by young trees from dredged brackish sediment: limitations and possibilities for phytoextraction and phytostabilisation. *Science of the Total Environment* 326(1-3): 209-215.

Mertens J., Vervaeke P., Meers E., & Tack F.M.G. (2006). Seasonal changes of metals in willow (*Salix* sp.) stands for phytoremediation on dredged sediment. *Environmental Science & Technology* 40(6): 1962-1968.

Millis P.R., Ramsey M.H., & John E.A. (2004). Heterogeneity of cadmium concentration in soil as a source of uncertainty in plant uptake and its implications for human health risk assessment. *Science of the Total Environment* 326(1-3): 49-53.

Pulford I.D. & Watson C. (2003). Phytoremediation of heavy metal-contaminated land by trees - a review. *Environment International* 29(4): 529-540.

Robinson B.H., Mills T.M., Petit D., Fung L.E., Green S.R., & Clothier B.E. (2000). Natural and induced cadmium-accumulation in poplar and willow: Implications for phytoremediation. *Plant and Soil* 227(1-2): 301-306.

Sawidis T., Chettri M.K., Papaioannou A., Zachariadis G., Stratis J. (2001). A study of metal distribution from lignite fuels using trees as biological monitors. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 48: 27-35.

Sebastiani L., Scebba F., & Tognetti R. (2004). Heavy metal accumulation and growth responses in poplar clones Eridano (*Populus deltoides x maximowiczii*) and I-214 (*P. x euramericana*) exposed to industrial waste. *Environmental and Experimental Botany* 52(1): 79-88.

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.

Slade A.J. & Hutchings M.J. (1987). Clonal integration and plasticity in foraging behavior in *Glechoma-Hederacea*. *Journal of Ecology* 75(4): 1023-1036.

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(3): 271-280.

Turner A.P., Dickinson N.M. (1993). Survival of *Acer pseudoplatanus* L. (sycamore) seedlings on metalliferous soils. *New Phytologist* 123: 509-521.

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 and Soil Pollution* 102: 377-388.

Vandecasteele B., De Vos B., & Buysse C. (2002). Baggergronden in Vlaanderen: baggergronden langs de Leie, het Kanaal Gent-Brugge en in de Merelbeekse

Scheldemeersen. Rapporten van het Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer - Sectie Bosbouw IBW Bb R 2002.002. Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer, Geraardsbergen.

Vandecasteele B., De Vos B., Lauriks R., & Buysse C. (2000). Baggergronden in Vlaanderen: baggergronden langs de Bovenschelde (eindrapport). Rapporten van het Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer - Sectie Bosbouw IBW Bb R 2000.005. Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer, Geraardsbergen.

Vandecasteele B., Buysse C.A., Tack F.M.G. (2006). Metal uptake in maize, willows and poplars on impoldered and freshwater tidal marshes in the Scheldt estuary. *Soil Use and Management* 22: 52-61.

Vandecasteele B., Lauriks R., De Vos B., Tack F.M.G. (2003). Cd and Zn concentration in hybrid poplar foliage and leaf beetles grown on polluted sediment-derived soils. *Environmental Monitoring and Assessment* 89: 263-283.

Vandecasteele B., Quataert P., Genouw G., Lettens S., & Tack F.M.G. (2009). Effects of willow stands on heavy metal concentrations and top soil properties of infrastructure spoil landfills and dredged sediment-derived sites. *Science of the Total Environment* 407(20): 5289-5297.

Vandecasteele B., Quataert P., & Tack F.M.G. (2005). The effect of hydrological regime on the metal bioavailability for the wetland plant species *Salix cinerea*. *Environmental Pollution* 135(2): 303-312.

Vervaeke P., Luysaert S., Mertens J., Meers E., Tack F.M.G., & Lust N. (2003). Phytoremediation prospects of willow stands on contaminated sediment: a field trial. *Environmental Pollution* 126(2): 275-282.

VLAREA (2004). Besluit van de Vlaamse regering van 5 december 2003 tot vaststelling van het Vlaams reglement inzake afvalvoorkoming en -beheer.

VLAREBO (2008). Besluit van de Vlaamse Regering van 14 december 2007 houdende vaststelling van het Vlaams reglement betreffende de bodemsanering en de bodembescherming.

Walkley A. & Black I.A. (1934). An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science* 37(29): 29-38.

Watmough S.A. & Dickinson N.M. (1995). Dispersal and mobility of heavy-metals in relation to tree survival in an aerially contaminated woodland soil. *Environmental Pollution* 90(2): 135-142.