

Instituut voor
Bosbouw en Wildbeheer



Het Instituut voor bosbouw & wildbeheer IBW

werd bij Besluit van de Vlaamse Executieve van 13 maart 1991 opgericht als Vlaamse wetenschappelijke instelling. Sinds die datum verenigt zij het voormalig Rijksstation voor Populierenteelt (Geraardsbergen) en het voormalig Rijksstation voor Bos- en Hydrobiologisch Onderzoek (Groenendaal).

De algemene opdracht van het Instituut is wetenschappelijk onderzoek, wetenschappelijke dienstverlening en beleidsgericht onderzoek. Dit onderzoek betreft de bosbouw, het visstandbeheer en het wildbeheer. Aldus voert het IBW onderzoek en studies uit die een antwoord willen bieden op vragen van het beleid, uit de sectoren van de bosbouw, de rivier- visserij, het natuurbehoud en de jacht en op de vragen uit de onderzoekswereld, zowel op regionaal als op Europees niveau.

Om dit onderzoek te realiseren beschikt het IBW over kwekerijgronden, zaadboomgaarden, een arboretum, geklimatiseerde serres, een bodem- chemisch en -fysisch laboratorium, laboratoria voor genetisch en fytho- pathologisch onderzoek, een meetstation voor luchtverontreiniging, een visteeltcentrum, ...

Voor de verspreiding van de onderzoeksresultaten beschikt het IBW over eigen kanalen: de Mededelingen, de Nieuwsbrief, het jaarlijks Activiteitenverslag en eigen wetenschappelijke rapporten, naast publicaties in nationale en internationale tijdschriften, deelname aan congressen, het inrichten van studiebezoeken, excursies, adviesverlening, en bijdragen aan cursussen.

Instituut voor bosbouw & wildbeheer mededelingen 2000-1 • IBW Baggergronden langs de Bovenschelde



mededelingen 2000•1 IBW

Baggergronden langs de Bovenschelde

Resultaten van de terreininventarisatie naar geografische omvang en verontreiniging

Bart Vandecasteele

Bruno De Vos

Raf Lauriks

Carine Buysse

en Koen Mergaert

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

Mededelingen 2000/1

Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer

2000 – achtste jaargang

D/2000/3241/292

Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer

Wetenschappelijke instelling van de Vlaamse Gemeenschap

Gaverstraat 4, 9500 Geraardsbergen

Duboislaan 14, 1560 Hoeilaart

Trefwoorden: Schelde, Bagger, Zware Metalen, Alluvium

Redactie: Bart Vandecasteele,

IBW, Gaverstraat 4, 9500 Geraardsbergen

Druk: Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap,

Departement L.I.N. A.A.D. afd. Logistiek – Digitale drukkerij

Vormgeving: Sign Box, Landskouter

Inhoud

5	Inleiding	
7	Hoofdstuk 1. Herkenning van baggergronden	
17	Hoofdstuk 2. Beoordeling van de zware metalen in de bodem	
21	Hoofdstuk 3. Verontreiniging van baggergronden i.f.v. tijd en locatie	
31	Hoofdstuk 4. Organische verontreiniging op baggergronden	3
33	Hoofdstuk 5. Geografische resultaten van de inventarisatie en gebruik van de bodemkaart als bron	
39	Hoofdstuk 6. Opname van zware metalen door planten	
45	Hoofdstuk 7. Chemisch gedrag van zware metalen in baggergronden: literatuurstudie	
49	Hoofdstuk 8. Visie en besluit	
55	Afkortingen	
56	Begrippen	
57	Literatuurlijst	

Inleiding

Sinds er scheepvaart op de Vlaamse waterlopen plaatsvond, werden deze waterlopen regelmatig gebaggerd. Het gebaggerde materiaal werd gebruikt om oude rivierarmen of kleiputten op te vullen of om laaggelegen, ‘waterzieke’ terreinen op te hogen. Opgehoogde terreinen hadden voor de landbouw een hogere gebruikswaarde: niet alleen was het slib een vruchtbaar substraat, het hoger gelegen perceel was ook minder onderhevig aan hoge waterstanden tijdens de winter. Hoofdzak bij baggerwerken was evenwel het bevaarbaar houden van de waterweg, waar het slib terecht kwam was van minder belang.

Het sediment van onze waterlopen legt de verontreiniging uit het water vast. Wanneer het baggerslib aan land gebracht wordt, betekent dit een verplaatsing van de verontreiniging. Baggerslib, vroeger een nuttig bruikbaar materiaal, werd een afvalstof, dat op steeds minder plaatsen kon en kan gestort worden. Ook het wettelijk kader voor het storten van baggerslib werd en wordt steeds strenger. Het besef groeide dat een stortplaats voor baggerslib een permanente wijziging van het landschap met zich meebracht, een wijziging die ook gevolgen kon hebben voor het milieu.

Veel oude baggergronden zijn ondertussen 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 bepaalde toxicologische risico's voor de voedselketen bestaan, maar ook de mogelijke pollutiestromen in bosesystemen moeten bestudeerd worden.

Een groot deel van de baggerwerken in onze waterlopen worden tegenwoordig uitgesteld of tot het hoogst noodzakelijke beperkt omdat er geen geschikte locaties beschikbaar zijn om het baggerslib te bergen. Vroeger was het vinden van een stortlocatie minder belangrijk, nu is het de beperkende factor geworden. Vanuit de huidige problematiek leek het aangewezen om onderzoek te verrichten naar de omvang, de verontreinigingstoestand en de impact op de omgeving van vroeger opgespoten terreinen. Sinds 1997 werkt het Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer (IBW) aan een inventaris van baggergronden langs de bevaarbare waterlopen. Dit onderzoek gebeurt in opdracht van de Administratie Waterwegen en Zeewezen (AWZ). De eerste 4 waterlopen die aan de beurt kwamen, waren de IJzer, de Leie, de Zee en de Bovenschelde. In dit nummer van ‘mededelingen’ worden de resultaten voor de Bovenschelde voorgesteld. Voor de 3 andere waterlopen wordt het inventariseren ook afgerond, zodat daarna een aantal andere waterlo-

pen aan de beurt kunnen komen. De baggergronden worden gescreend door het nemen van bodem- en bladstalen. Zo kan de verontreiniging 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 afgezet en het materiaal bestaat hoofdzakelijk uit een minerale fractie. Na enig tijd vertoont het aan land geborgen sediment gelijkaardige eigenschappen als een bodem en wordt het onderhevig aan een zekere profielontwikkeling. Baggergronden krijgen een nabestemming die niet wezenlijk met de aanwezigheid van de waterloop en de bijhorende weginfrastructuur verbonden is. Materiaal afkomstig uit rivieren dat gebruikt werd om dijken, trekwegen, bruggen of vergelijkbare infrastructuur te bouwen en dat zodoende nog tot het geheel van de waterweg behoort, wordt niet als baggergrond gezien. Uit de definitie volgt ook dat opgevulde rivierarmen die na het opvullen een andere functie gekregen hebben, eveneens als baggergrond beschouwd worden.

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

Een baggergrond werd dus opgehoogd met onderhoudsbaggerspecie, afkomstig van werken vereist om de bevaarbaarheid van waterlopen te garanderen. Bij grote ingrepen aan de waterloop (zoals rechtekkingen of verbredingen) 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 water-

loop. In dit geval bevatte de infrastructuurbaggerspecie ook een hoeveelheid ‘onderhoudsbagger-specie’. Het onderscheid tussen onderhoudsbaggerwerken en infrastructuurwerken aan bestaande waterlopen wordt hierdoor minder duidelijk. Wanneer er geen duidelijke indicaties zijn dat er op een bepaald stortterrein voor infrastructuurspecie ook verontreinigd baggerslib gestort werd, wordt er gesproken van een baggergrond opgehoogd met materiaal van een nieuwe uitgraving.

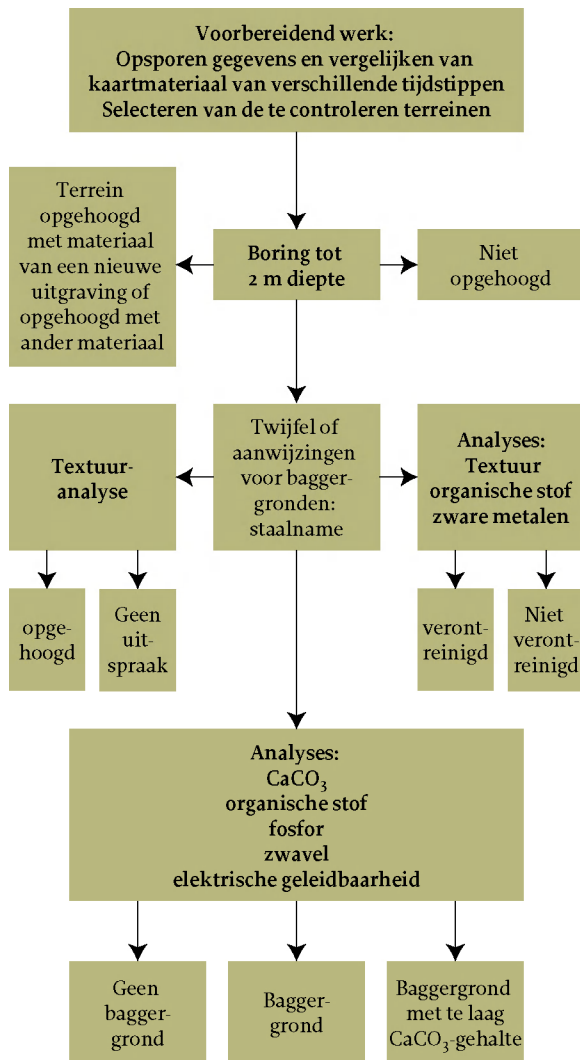
De belangrijkste doelstellingen van het project zijn:

- het lokaliseren van alle baggergronden, naast de stortterreinen van infrastructuurspecie en andere opgehoogde terreinen
- staalname en analyse van de bodem en de vegetatie
- verwerking van de gegevens met het oog op eventuele verontreiniging met zware metalen en de effecten hiervan voor de omgeving
- het samenbrengen van alle informatie in de GIS-data-bank DredGis, raadpleegbaar via intranet/internet

Op elke potentiële baggergrond worden één of meerdere punten bemonsterd, afhankelijk van de oppervlakte van het terrein. Er wordt een boring uitgevoerd tot op 2 meter diepte, tenzij dit belemmerd wordt door de aanwezigheid van stenen of als het oorspronkelijk bodemmateriaal vroeger aangetroffen wordt. Het bodemprofiel wordt onderverdeeld in een aantal relevante lagen op basis van kleur en textuur van de lagen. De lagen die de visuele kenmerken van baggergronden vertonen, worden bemonsterd en geanalyseerd in het labo. Het nemen van mengmonsters wordt vermeden, omdat hierdoor een vertekend beeld van de situatie kan ontstaan (Leyman & Lust, 1998). Op de bemonsterde punten wordt ook een bladstaal genomen van de vegetatie of van de gewassen die er op dat moment gekweekt worden.

In dit nummer van ‘mededelingen van het IBW’ wordt eerst dieper ingegaan op de eigenschappen van baggergronden en hoe deze eigenschappen gebruikt kunnen worden om baggergronden van normale bodems te onderscheiden. In hoofdstuk 2 wordt de verontreiniging van baggergronden met zware metalen besproken. Daarna worden de gemeten gehalten aan zware metalen uitgezet in functie van tijd en locatie van de baggergrond. In hoofdstuk 4 worden een aantal resultaten gegeven van baggerstalen die op organische polluenten werden geanalyseerd. De geografische omvang van de baggergronden en de andere opgehoogde terreinen en het gebruik van de bodemkaart als gegevensbron worden besproken in hoofdstuk 5. In het voorlaatste hoofdstuk werden de belangrijkste resultaten van de bladstaalnames op baggergronden samengevat. In hoofdstuk 7 wordt er een overzicht gegeven van de literatuur over het chemisch gedrag van zware metalen in baggergronden. In het laatste hoofdstuk worden de belangrijkste besluiten geformuleerd.

Hoofdstuk 1 Herkenning van baggergronden



In dit hoofdstuk worden er een aantal bodemeigen- schappen geselecteerd om baggergronden te herkennen in de alluviale vlakte van de Bovenschelde. Het gaat hierbij om het herkennen van oude storten van onder- houdsbaggerspecie door een combinatie van veldwaar- nemingen en labo-analyses. Dit gebeurt door het verge- lijken van de gegevens met een aantal referentiestalen uit de alluviale vlakte van de Bovenschelde. In het besluit worden een reeks duidelijke parameters naar voor geschoven die kunnen gebruikt worden om oude baggerstorten te herkennen.

De herkenning van baggergronden gebeurt op basis van 3 elementen: herkenning op het terrein, herkenning op basis van vergelijkende textuuranalyses en herkenning op basis van chemische bodemanalyses. Deze 3 elemen- ten worden onafhankelijk van elkaar uitgevoerd en leveren alle 3 complementaire informatie met een ver- schillende beslissingswaarde. De eerste 2 elementen laten toe een oordeel te vellen over het al dan niet opge- hoogd zijn van een terrein. Enkel de chemische karakte- risatie laat toe om onbetwistbaar te oordelen of het nu al dan niet gaat om een baggergrond. De procedure die gevolgd wordt om terreinen te klassificeren als bagger- grond of als opgehoogd terrein wordt in figuur 1.1. gege- ven. Via deze methode wordt er een dataset verkregen van bodemstalen die zeker afkomstig zijn van bagger- gronden. Deze dataset wordt verder gebruikt om de ver- ontreiniging van baggergronden met zware metalen te karakteriseren (hoofdstuk 2) en de evolutie van deze verontreiniging in functie van de ligging en het tijdstip van aanleg van de baggergrond te bestuderen (hoofd- stuk 3).

Figuur 1.1.
Verschillende
stappen en
analyses
uitgevoerd om
terreinen te
klassificeren als
baggergronden
of andere
opgehoogde
terreinen

1.1. Herkenning van baggergronden op het terrein

(An)aëroob

Bij het uitvoeren van de boringen tijdens de inventarisatie kan er in bepaalde gevallen reeds duidelijk besloten worden of een terrein al dan niet opgehoogd werd en of het al dan niet gaat om een baggergrond. Een belangrijk element is het voorkomen van gereduceerde lagen in het profiel. Wanneer het gaat om lagen rijk aan organisch materiaal die bij anaërobie gekenmerkt worden door een intense zwarte kleur en een specifieke geur, kan er geoordeeld worden dat het gaat om een baggergrond. Deze sterk gereduceerde laag werd op een aantal gekende baggergronden aangetroffen en wijst op materiaal van de onderwaterbodem dat na het storten in gereduceerde toestand is gebleven. Deze gereduceerde laag komt echter niet altijd voor (afhankelijk van de dikte van de aangebrachte sliblaag, het tijdstip waarop het storten plaatsvond en de 'grondwatertoestand' van de locatie). Direct na het storten van het gereduceerde slib treedt er een uitrijpingsproces op, waarbij vanaf het oppervlak oxidatie van het materiaal optreedt.

Dikte Ap- of Ah-horizont

Een tweede belangrijk kenmerk is de dikte van de Ap-horizont of de Ah-horizont, dit is de bovenste horizont die bijgekleurd wordt door de aanwezigheid van organische stof. In normale situaties bedraagt de dikte van de Ap-horizont onder akkerland ongeveer 30 cm (ploegvoor), en onder weiland en ruigtes ongeveer 10-20 cm. Er kan dus gesteld worden dat als de bijkleuring van de bovenste laag door organisch stof in het profiel onder akkerland, weiland of ruigtes meer bedraagt dan resp. 40 en 30 cm er sprake is van een ophoging van het bodemprofiel. Ook de mate van bijkleuring van het bodemprofiel met organische stof (os) is een belangrijk kenmerk. Dit komt verder ook aan bod onder 1.3.

Volgorde bodemhorizonten

Ook de opeenvolging van de lagen in het profiel is een belangrijk kenmerk. Donkergekleurde lagen dieper in het profiel zijn ofwel veenlagen of wijzen op de aanwezigheid van een baggergrond. Bij deze baggergronden kan er achteraf een afdeklaag aangebracht zijn bovenop de sliblaag. Daarnaast geven ook storende lagen met veel stenen en duidelijke textuurovergangen aan dat het om opgehoogde terreinen gaat.

1.2. Herkenning op basis van vergelijkende textuuranalyses

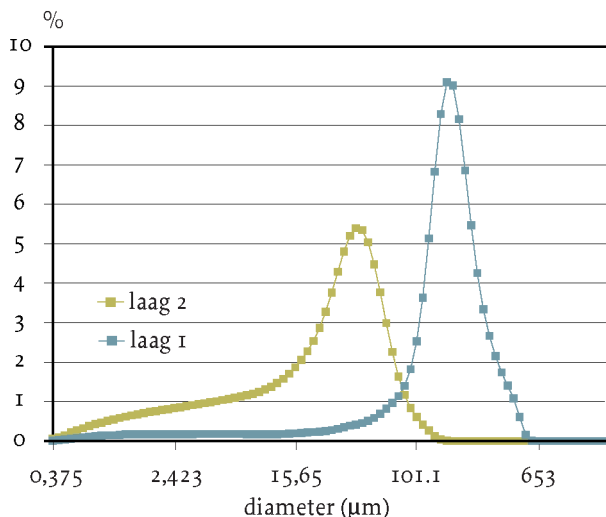
Textuuranalyses uitgevoerd met laserdiffractie bieden het grote voordeel dat er een continue textuurskromme van het gemeten staal opgesteld wordt (Fig. 1.2.), terwijl bij andere methodes (zoals de combinatie van de zeef- en pipetmethode) enkel discrete klassen gemeten worden. In wat volgt werd telkens de textuurskromme bepaald van de vermoedelijke sliblaag en ook de textuurskromme van de onderliggende laag waarvan met grote zekerheid kan gesteld worden dat deze laag tot het oorspronkelijke bodemprofiel behoort. De gemeenschappelijke oppervlakte onder beide krommen werd procentueel uitgedrukt t.o.v. de textuurskromme met de grootste oppervlakte. Dit getal wordt gebruikt als maat voor de gelijkheid tussen beide lagen. De onderlinge vergelijking van 2 textuurskrommen gemeten met laserdiffractie wordt ook toegepast in verweringsstudies van bodems door Muggler *et al.* (1997) en wordt als een groot voordeel van laserdiffractie t.o.v. andere methodes beschouwd.

De vergelijkende textuuranalyse werd uitgevoerd voor 86 punten waar zich vermoedelijk baggergronden bevinden, en voor 28 punten waarvoor gesteld kon worden dat het gaat om referentiesituaties, waar het oorspronkelijk bodemprofiel niet opgehoogd werd. Deze 28 punten bevonden zich allemaal in de alluviale vlakte van de Bovenschelde en de punten werden gelijkmatig verdeeld over akker- en weiland en ruigtes. Uit de gegevens van de referentiesituaties kan er afgeleid worden wat de procentuele gelijkheid in normale situaties is en uiteindelijk kan er dan een bepaalde grenswaarde afgeleid worden waarbij waarden lager dan deze grenswaarde wijzen op de aanwezigheid van een ophoging.

Het landgebruik kan een belangrijke invloed hebben op het textuurverschil bij de referentiesituaties. Bij akkerland wordt de bovenste laag elk jaar geploegd en bemest. Bij weiland wordt er meestal enkel bemest. De ingrepen kunnen leiden tot kleine textuurverschillen tussen de 2 bemonsterde lagen. De akkers worden meestal op de drogere percelen aangelegd, en dit heeft ook een invloed op bijv. de afbraaksnelheid van het organisch materiaal in de bodem. Bij baggergronden onder akkerbouw kan het zijn dat de aangebrachte sliblaag na het inklinken dunner is dan de bodemlaag die vermengd wordt bij het ploegen. Bij deze situatie krijg je een vermenging van 2 texturen, met als resultaat een gemiddelde textuurverdeling, waardoor duidelijke verschillen gemaskeerd kunnen worden.

Bij de 28 referentiepunten in de alluviale vlakte waar de textuur van de Ap/Ah-horizont en de B-horizont bepaald werd, varieerde de gemeenschappelijke oppervlakte tussen 63 en 95 %. Het rode percentiel bedroeg 65 %. Bij

wijze van vergelijking werden van 10 bodemstalen telkens 3 herhalingen gemeten. De overeenkomst in oppervlakte tussen de 3 herhalingen schommelde tussen 80 en 96 %. Bij de meting van dezelfde bodemlaag wordt er dus al een zekere variatie in de gemeenschappelijke oppervlakte van de textuurkrommen vastgesteld. Er kan gesteld worden dat waarden lager dan 65 % wijzen op lagen met een afwijkende textuur, wat leidt tot het besluit dat het profiel opgehoogd werd. Deze werkwijze vereist echter een zekere voorkennis van het gebied. Textuurverschillen die door andere fenomenen verklaard kunnen worden moeten vooraf geëlimineerd worden. Een belangrijke ingreep was bijv. het afgraven van het bodemprofiel voor klei-ontginning. In een aantal gevallen resulteerde dit in textuurovergangen op korte afstand, ook verticaal. Anderzijds moet ook rekening gehouden worden met de dikte van de laag met een afwijkende textuur.

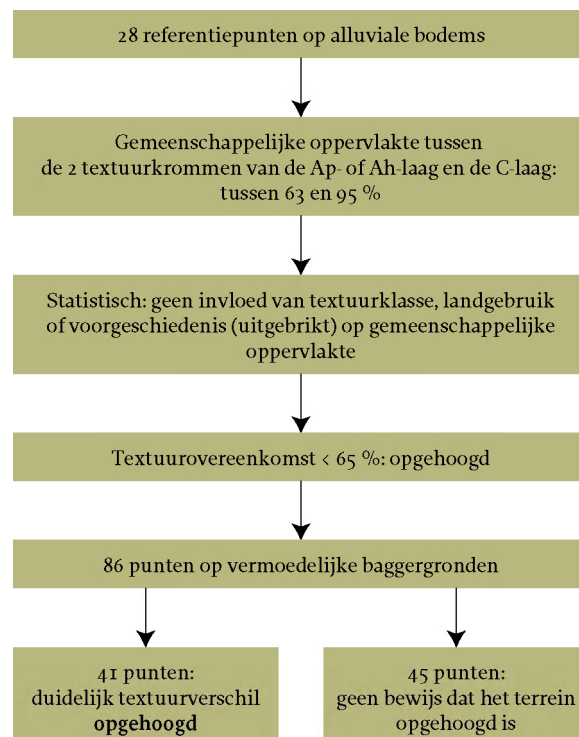


Figuur 1.2. Textuuranalyses met laserdiffracties maken het vergelijken van 2 continue textuurkrommen mogelijk

In de dataset van de referentiestalen bleek dat er bij het gebruik van de Kruskal-Wallistest (Mathsoft, 1999) voor het opsporen van significante verschillen bij meerdere groepen geen invloed te zijn van de textuurklasse van zowel de bovenste als de onderliggende laag, als van het landgebruik op de gegevens. Ook de opsplitsing in stalen die genomen werden op uitgebrikte en niet-uitgebrikte terreinen (zie hoofdstuk 5) leverde geen significant verschillend gemiddelde op volgens de Wilcoxon-test (Mathsoft, 1999). Deze statistische testen wijzen er dus op dat het procentuele textuurverschil tussen beide bodemlagen niet beïnvloed wordt door het landgebruik, de ligging in een uitgebrikt gebied en de textuurklasse van de bemonsterde lagen.

Het procentuele textuurverschil tussen 2 lagen werd berekend voor 86 punten gelegen op vermoedelijke baggergronden. Bij 41 punten was de textuurgelijkenis kleiner dan 65 %. Bij deze terreinen kan er dus met

zekerheid gesteld worden dat er sprake is van een ophoging. Over de oorsprong van die ophoging kan er echter geen uitspraak gedaan worden op basis van textuur. Bij de andere punten kan er niet aangetoond worden dat het bodemprofiel opgehoogd werd, maar dit kan eveneens niet uitgesloten worden. Slechts bij de helft van de bemonsterde punten laat een vergelijkende textuuranalyse met LD toe om ophogingen te detecteren. De gevolgde methode wordt schematisch voorgesteld in figuur 1.3.



Figuur 1.3. Gevolgde werkwijze om opgehoogde terreinen te herkennen op basis van een vergelijkende textuuranalyse

1.3. Herkenning op basis van chemische bodemanalyses

Tijdens het veldwerk werden er op een groot aantal terreinen stalen genomen om op basis van labo-analyses het vermoeden dat het om een baggergrond ging, al dan niet te bevestigen. Een eerste belangrijke opsplitsing die binnen deze groep bodemstalen kan gebeuren, betreft het onderscheid tussen aërobe en anaërobe stalen van baggergronden. Dit verschil kan duidelijk op het terrein vastgesteld worden. Beide groepen stalen zullen verder apart verwerkt worden.

1.3.1. Aërobe stalen van baggergronden

In dit deel wordt besproken hoe de gegevens van de aërobe bodemmonsters van potentiële baggergronden wordt verwerkt om tot uitspraken te komen. De ver-

werking gebeurde door het vergelijken van de eigenschappen van 3 duidelijk afgelijnde datasets. De eerste dataset bestaat uit 56 aërobe bodemstalen van terreinen die zeker een baggergrond zijn. De tweede dataset werd samengesteld uit 36 stalen van de bovenste horizont die genomen werden op normale alluviale bodems langs de Bovenschelde en is dus een referentiedataset. De derde dataset bestaat uit 29 bodemstalen van terreinen die opgehoogd werden met materiaal van nieuwe uitgravingen.

DATASET MET AËROBE STALEN VAN GEKENE BAGGERGRONDEN

Voor een aantal terreinen is met zekerheid geweten dat het om baggergronden gaat. De stalen die op deze terreinen genomen werden, hadden meestal een kleigehalte hoger dan 15 %. Het is een gekend fenomeen op baggergronden dat er tijdens het opspuiten een textuurgradiënt ontstaat tussen de plaats van de opspuiting en de plaats van de waterafvoer (De Vos, 1995a; Vandecasteele, 1996). Aan de spuitmond vormt zich een zandplaat die gekenmerkt wordt door lage os-gehalten en een lage verontreinigingsgraad. Er werden weinig stalen genomen op de zandplaten van de gekende baggergronden omdat deze platen in oppervlakte veel geringer waren dan de delen met een hoog kleigehalte. De stalen van de zandplaten hebben dus sterk afwijkende eigenschappen t.o.v. de andere stalen van de baggergronden en worden uit de dataset verwijderd. Dit gebeurt door de stalen met een kleigehalte lager dan 15 % niet in de dataset te betrekken. Er werden uiteindelijk 56 stalen geselecteerd als aërobe referentiebaggerstalen. De terreinen waar deze stalen genomen werden, hebben een gemeenschappelijke oppervlakte van 65 ha.

Voor deze stalen werden de volgende parameters bepaald of berekend: de dikte van de bemonsterde laag, de 6 zware metalen, het S- en P-gehalte, de 3 textuurfracties, Kjeldahl-stikstof (N), calciumcarbonaatgehalte (CaCO_3), actuele bodemzuurheid ($\text{pH-H}_2\text{O}$), potentiële bodemzuurheid (pH-CaCl_2), elektrische geleidbaarheid (EC), droge stofgehalte (ds), en gloeiverlies (gv). Een aantal beschrijvende parameters van deze dataset worden hieronder gegeven (Tab. 1.1.).

Tabel 1.1. Beschrijvende gegevens van de dataset van de gekende baggergronden

	gem.	stdev	min	roe p	9oe p	max
Cd	16,1	9,6	1,3	5,7	28,9	35,5
Cr	1219	782	122	247	2197	2769
Cu	136	68	5	67	224	316
Ni	34	12	10	16,7	52,3	59
Pb	256	130	15	108	431	552
Zn	1947	971	176	835	3255,5	4224
% klei	37	10	16	19,7	48	51
% leem	45	7	24	34	51	65
% zand	18,5	16	1	3,7	43,9	60
S	3323	2229	840	1243	6053	12782
% N	0,4	0,1	0,1	0,2	0,5	0,7
% CaCO_3	7,7	1,9	4,3	5,3	9,9	11,9
% OS	8,1	3,1	3,5	4,8	12,8	15
$\text{pH-H}_2\text{O}$	7,5	0,2	7,1	7,3	7,7	7,9
pH-CaCl_2	7,3	0,2	6,9	7,1	7,5	7,8
verschil pH	0,2	0,2	0,0	0,0	0,4	0,7
EC ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	892	674	158	197	2082	2234
% droge stof	70	6	58	63	79	85
% gloeiverlies	14,3	4,6	5	9,2	20,8	22,7
C/N	10,9	1,8	8,2	8,9	12,4	20,1
P	4393	1687	1192	2004	6523	7094

DATASET MET REFERENTIESTALEN UIT DE ALLUVIALE VLAKTE

Op 36 punten in de alluviale vlakte waarvan met grote zekerheid kon gesteld worden dat het niet om opgehoogde terreinen ging, werd de bovenste horizont bemonsterd. Telkens werd de dikte van de Ap- of Ah-horizont en het landgebruik vermeld. Deze stalen maken het mogelijk normale waarden voor bodemparameters te bepalen in de bovenste laag. Deze normale intervallen voor de bodemeigenschappen worden daarna vergeleken met de eigenschappen van gekende baggergronden. De bodemparameters, die duidelijk verschillen tussen beide datasets, kunnen gebruikt worden om binnen de dataset van potentiële baggergronden een duidelijk onderscheid te maken. De meeste stalen hadden een klei- of zware kleitextuur volgens de Belgische textuurdriehoek. Er was niet alleen een spreiding van het aantal stalen over de verschillende soorten landgebruik, maar er werd ook gelet op het feit of een terrein vroeger al dan niet reeds afgegraven werd voor kleiontginning.

Een aantal bodemparameters van weiland en ruigte vertonen duidelijk hogere waarden dan bij de stalen van akkerland. De verklaring hiervoor is dubbel: enerzijds is de Ah-laag voor weiland en ruigte in de meeste gevallen veel dunner, waardoor een aantal eigenschappen zoals het os-gehalte, meer 'geconcentreerd' optreden, en anderzijds zijn de meeste ruigtes en weilanden ook merkkelijk natter, waardoor bijv. de afbraak van os veel trager verloopt.

Tabel 1.2. Beschrijvende gegevens van de dataset van de bodemstalen uit de alluviale vlakte van de Bovenschelde. P, S en de zware metalen worden uitgedrukt in mg/kg droge grond.

	gem.	stdev	min	roe p	90e p	max
Cd	0,9	0,5	0,3	0,4	1,7	2,2
Cr	64	15	38	45	81	88
Cu	16	8	6	9	24	44
Ni	21	6	12	16	26	38
Pb	34	16	13	19	52	88
Zn	113	45	41	65	167	238
% klei	21	6	13	16	32	34
% leem	52	12	28	33	66	68
% zand	26	16	0	5	51	55
P	910	232	451	664	1145	1541
S	725	342	201	356	1137	1528
% N	0,4	0,1	0,1	0,2	0,5	0,7
% CaCO ₃	1,6	0,9	0,1	0,7	2,9	3,7
% OS	6,6	3,1	1,7	2,8	9,4	15,6
pH-H ₂ O	7,1	0,6	5,8	6,1	7,8	8
pH-CaCl ₂	6,6	0,6	5,2	5,7	7,2	7,3
ec (µg/cm)	190	72	73	113	279	403
% drogestof	65	9	42	58	77	78
% gloeiverlies	11,8	4,1	4,4	7,1	16,5	21,6

DATASET MET STALEN VAN UITGEGRAVEN BODEMMATERIAAL

Bij de rechtekking en de verbreding van de Bovenschelde voor schepen tot 1.350 en 2.000 Ton werd heel wat bodemmateriaal uitgegraven. Dit bodemmateriaal werd eveneens gestort binnen de alluviale vlakte van de Bovenschelde via opspuitingen. Aangezien het hier gaat om puur bodemmateriaal, hebben deze storten heel andere eigenschappen dan baggergronden. De 29 stalen afkomstig van dergelijke gekende storten van infrastructuurspecie werden in een aparte dataset ondergebracht. De bedoeling hiervan was om door vergelijking van deze dataset met de dataset van de gekende baggergronden alle stalen die afkomstig zijn van nieuwe uitgravingen uit de dataset van de potentiële baggergronden te kunnen verwijderen.

DATASET VAN AËROBE STALEN VAN POTENTIËLE BAGGERGRONDEN

De dataset bevat alle aërobe stalen waarvoor er een vermoeden bestaat dat ze afkomstig zijn van baggergronden. Het gaat hier om stalen van bodemlagen die afwijkende diktes hadden t.o.v. normale Ap-of Ah-horizonten, of stalen die een afwijkende textuur hebben t.o.v. de oorspronkelijke textuur. Deze stalen werden vooral geselecteerd op basis van visuele gelijkenis met stalen van gekende baggergronden.

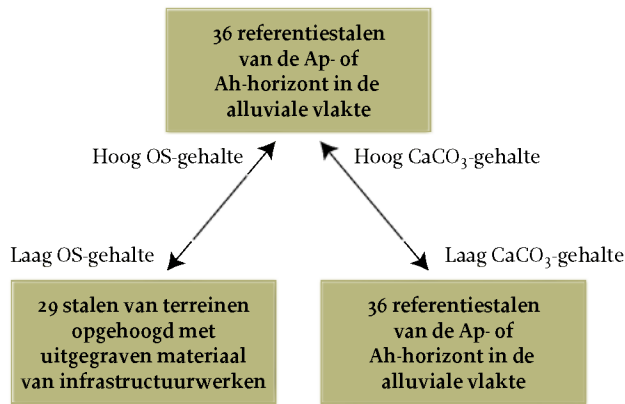
Een eerste reeks stalen werd uit de dataset van potentiële baggergronden verwijderd omdat ze een kleigehalte

hadden lager dan 15 %. Dit gebeurde omdat deze voorwaarde ook toegepast werd bij de dataset van de bodemstalen van de gekende baggergronden. Uiteindelijk blijven er 237 bodemstalen over in de dataset. Binnen de dataset diende eerst een opsplitsing te gebeuren tussen lagen die afkomstig waren van nieuwe uitgravingen en lagen die uit baggerslib bestonden. Het doel van de vergelijking van beide datasets is niet de herkenning van uitgegraven materiaal, maar wel het verwijderen van mogelijke lagen van uitgegraven materiaal uit de dataset van de potentiële baggergronden. Het materiaal afkomstig van nieuwe uitgravingen wordt gekenmerkt door een laag os-gehalte, omdat het materiaal van grotere diepte komt. Bij nieuwe uitgravingen wordt de teelaarde (bovenste horizont met veel os) altijd apart verwijderd. Wanneer een uitgegraven laag echter aan de oppervlakte komt te liggen, kan ze onderhevig zijn

aan bodemvorming (dit is onder meer afhankelijk van het landgebruik) en kan het profiel aangerijkt worden met os. Aan de hand van logistische regressie (Mathsoft, 1999) tussen de dataset van de aërobe bodemstalen van de gekende baggergronden en de dataset van de met zekerheid als uitgegraven lagen herkende baggerstalen werd afgeleid dat os een zeer onderscheidende bodemparameter t.o.v. de andere bodemeigenschappen is. Bij os-gehalten lager dan 3,5 % kan er sprake zijn van uitgegraven materiaal. Negentwintig bodemstalen uit de dataset van de potentiële baggergronden werden op basis van dit criterium uit de dataset verwijderd. Bepaalde van deze lagen kunnen ontstaan zijn door vermenging van puur bodemmateriaal met materiaal van de onderwaterbodem, maar hierover kunnen geen verdere uitspraken gedaan worden.

In een volgende stap worden de gegevens van de referentiebodems en de gegevens van de aërobe bodemstalen van de gekende baggergronden met elkaar vergeleken via logistische regressie (Mathsoft, 1999). Uit deze verwerking werd besloten dat het CaCO₃-gehalte een bodemparameter is met een zeer onderscheidend vermogen tussen beide datasets, in die mate zelfs dat de andere bodemparameters volgens de statistische verwerking niet nodig zijn om uitspraken te doen. De grens die uit de verwerking afgeleid wordt, is 4 % CaCO₃. Volgens de statistische toets gaat het bij lagere CaCO₃-gehalten niet om baggergronden, bij hogere gehalten wel. 22 Stalen hebben een CaCO₃-gehalte lager dan 4 %

en worden uit de dataset verwijderd. Het laagst gemeten CaCO_3 -gehalte bedraagt 1,4 %. De gevolgde methode wordt schematisch voorgesteld in figuur 1.4.



Figuur 1.4. Bodemeigenschappen die volgens de vergelijking gebaseerd op logistische regressie gebruikt kunnen worden om baggergronden van andere terreinen te onderscheiden

De stalen die wel aan de CaCO_3 -voorwaarde voor baggergronden voldoen, zullen verder ingedeeld worden op basis van andere parameters. Het is ons inziens nogal onvoorzichtig om enkel op basis van os en CaCO_3 een oordeel te vellen over het al dan niet een baggergrond zijn.

5 Parameters worden verder getest op hun onderscheidend vermogen, nl. os, S, c/s- en c/p-verhouding, en ec.

OS

os in bodemmateriaal wijst op een invloed van bodemvormende factoren. Bij bepaalde landgebruiken wordt het os dat zich op of in de bovenste cm van het bodemprofiel bevindt, gemengd met dieper bodemmateriaal, o.a. bij ploegen. Bij de analyses van de referentiestalen krijg je dus een opsplitsing: enerzijds bodems met een hoog os-gehalte in een dunner bodemlaag (ruigtes en weiland) en anderzijds bodems met een lager os-gehalte in een dikkere laag (akkerland). Baggergronden worden gekenmerkt door een hoog os-gehalte. Dit blijkt ook uit de dataset van de gekende aërobe baggerstalen (zie tabel 1.1.). Doordat een aantal referentie-bodemstalen een hoog os-gehalte geconcentreerd in een dunne laag hebben, wordt het moeilijker om onderscheid tussen beide datasets te maken enkel op basis van het os-gehalte (Fig. 1.5.). Om dit effect te verwijderen wordt er voor geopteerd om het % os te vermenigvuldigen met de dikte van de bemonsterde laag. Als de dikte echter groter is dan 30 cm, wordt met een dikte van 30 cm gerekend. De grens voor herkenning van baggergronden werd vastgesteld op $(\text{os} (\%) \times \text{dikte} (\text{cm})) > 180$ (Fig. 1.6.).

Het belang van het os-gehalte voor de herkenning van onderwaterbodemmateriaal wordt bevestigd door

Nederlands onderzoek. Bij de inventarisatie van de bodemkwaliteit van de droge oevergedeelten van de Nieuwe Merwede, een rivierarm in de Rijn-Maas-delta, bleek dat bodems met een os-gehalte hoger dan 5 % sterk verontreinigd zijn, terwijl dit meestal niet het geval was voor bodems met een lager os-gehalte (van der Scheer & Gerritsen, 1998). Het sediment werd na 1970 op de oevergedeelten afgezet na het afsluiten van de grote zee-armen tijdens de Deltawerken. Voor veel monsters lag het CaCO_3 -gehalte tussen 2 en 10 % en in diepere lagen werden gehalten tot 15 % aangetroffen. Lagere kalkgehalten werden aangetroffen in bodems waar afwisselend oxidatie en reductie plaatsvindt. Bij de inventarisatie werd het os-gehalte van het afgezette slib als indicatie voor de verontreiniging gebruikt.

De gevonden gehalten aan os in de baggergronden zijn hoog in vergelijking met gegevens van normale bodems. Bij een grootschalige inventarisatie van fosfaatverzadigde gronden werden heel wat bodemstalen geanalyseerd op os (vLM, 1997). Op 30 punten in de zandstreek en 296 punten in de licht zandleemstreek in West-Vlaanderen werd het os-gehalte in de bouwvoor bepaald. Het totale bemonsterde gebied bedroeg 1.650 km². Het gehalte bedroeg gemiddeld 2,3 %, met een minimum van 1,2 % en een maximum van 6,7 % (zowel akkerland als weiland). In de provincie Antwerpen werden 30 monsters genomen in een gebied van 2.341 km² en geanalyseerd op os. Het gemiddelde bedroeg 2,5 %, het minimum was 1,6 en het maximum was 3,8 %. In Limburg bedroeg het gemiddelde van 30 stalen van een gebied van 1.500 m² 2,3 %, met een minimum van 0,9 % en een maximum van 3,9 %. Binnen het stroombekken van de Poekebeek werden 190 bodemstalen genomen. Het os varieerde tussen 1,0 en 4,9 %. Telkens werd de bovenste 30 cm bemonsterd en elk monster was afkomstig van 5 boringen binnen een opp. van 30 m². Volgens Ameryckx *et al.* (1995) bedraagt het os-gehalte op akkerland 1-3 % en op weiland 3-5 %.

S

S komt in de bodem grotendeels voor geassocieerd met os. Organisch gebonden zwavel is een belangrijke bron van zwavel voor landbouwgewassen (Eriksen & Mortensen, 1999). Bij de dataset van de referentiestalen werd een sterke correlatie vastgesteld tussen S en os (fig. 1.7.). Er is dus onrechtstreeks via het os-gehalte een sterke invloed van het landgebruik op het zwavelgehalte in de bodem. Daarom wordt de totale hoeveelheid zwavel in de bovenste laag berekend naar analogie met het os-gehalte. Ook hier wordt als maximale laagdikte 30 cm genomen. Als grenswaarde wordt $(S (\text{mg/kg droge grond}) \times \text{dikte} (\text{cm})) > 26000$ genomen (Fig. 1.8.). De onderwaterbodemmatalen van de Bovenschelde werden gekenmerkt door vrij hoge S-gehalten in vergelij-

king met stalen van Dommel, Jeker en een reeks andere onbevaarbare waterlopen (Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, 1995).

EC

Bij het vergelijken van de dataset van de gekende baggergronden met de referentiedataset, bleek dat de elektrische geleidbaarheid (ec) in de baggergronden in veel gevallen beduidend hoger lag. Uit deze vergelijking volgt dat een $ec > 400 \mu S/cm$ kan wijzen op de aanwezigheid van een baggergrond (Fig. 1.9.). De ec is een somparameter van alle oplosbare ionen die elektrische stroom kunnen overbrengen en geeft een indicatie van het zoutgehalte van een staal. De hoge ec-gehalten kunnen er op wijzen dat het gestorte slib afkomstig is uit de Ringvaart, die rechtstreeks in contact staat met de Zeeschelde en die dus aan de getijden (en dus aan zout water) onderhevig is. Als dit het geval zou zijn, dan is de ec geen geschikte parameter voor het herkennen van baggergronden langs de Bovenschelde.

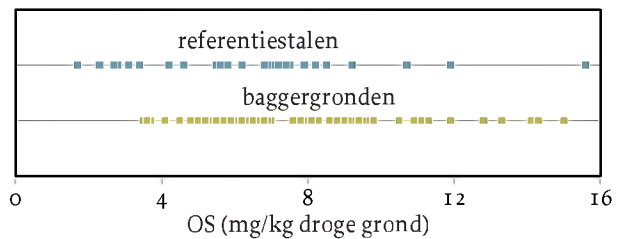
C/S

Uit de vergelijking van beide datasets blijkt dat bodemstalen met een $c/s < 30$ baggergronden zijn (Fig. 1.10.). Andere gegevens bevestigen dat de c/s-verhouding inderdaad een bruikbare parameter is om materiaal afkomstig van onderwaterbodem materiaal te herkennen: bij de 20 stalen die in het kader van de karakterisatie van de onderwaterbodem van de Bovenschelde genomen werden, varieerde de c/s-verhouding tussen 5 en 16,5 (Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, 1995). Bij 20 onderwaterbodemstalen uit de Zeeschelde ter hoogte van de stuw van Gentbrugge varieerde het c/s-gehalte tussen 4,7 en 10,9 (Vandecasteele et al., 1999). Bij de anaërobe bodemstalen van de gekende baggergronden schommelden de c/s-gehalten tussen 3,7 en 14,4 (zie ook 1.3.2.).

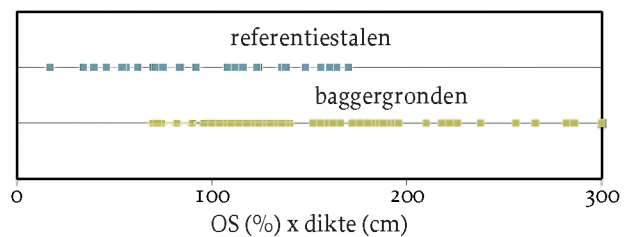
C/P

Een $c/p < 10$ wijst op een aëroob staal van een baggergrond (Fig. 1.11.). De c/p-verhouding bij heel wat aërobe stalen ligt echter een stuk hoger, waardoor deze parameter slechts beperkt bruikbaar is.

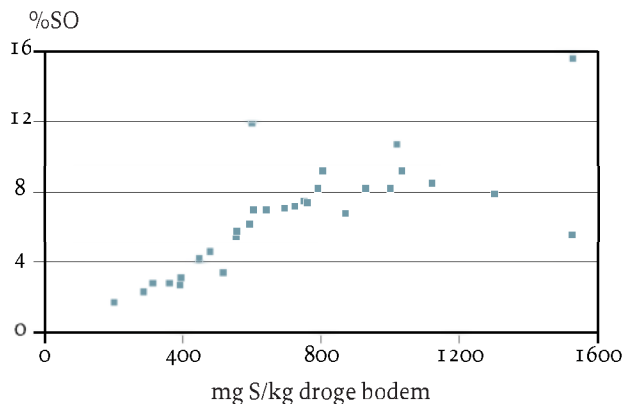
De bodemstalen die op basis van het os- en het $CaCO_3$ -gehalte geselecteerd worden en die aan minstens 2 van 5 bovenstaande voorwaarden voldoen worden beschouwd als aërobe baggerstalen. Uiteindelijk voldoen 145 stalen aan deze voorwaarde. Van de 56 stalen van gekende baggergronden voldoen er 49 aan 3 van de 5 bovenvermelde voorwaarden, en 54 aan 2 van de 5 voorwaarden voor de herkenning van baggergronden.



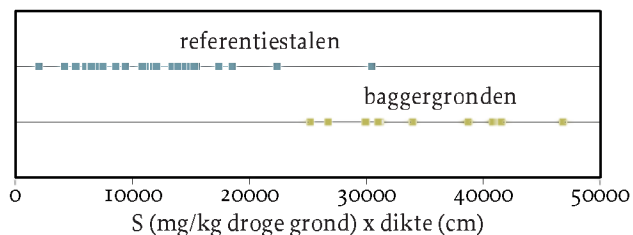
Figuur 1.5. Gemeten gehalten aan OS (%) van de bemonsterde laag voor referentiestalen en aërobe stalen van gekende baggergronden



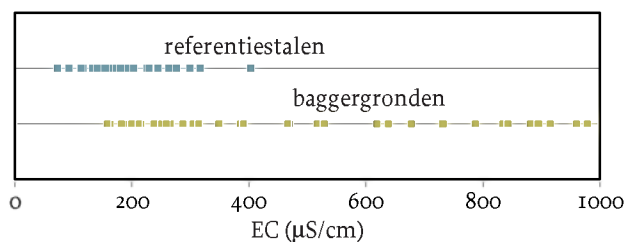
Figuur 1.6. Gemeten gehalten aan OS (%) x dikte (cm) van de bemonsterde laag voor referentiestalen en aërobe stalen van gekende baggergronden



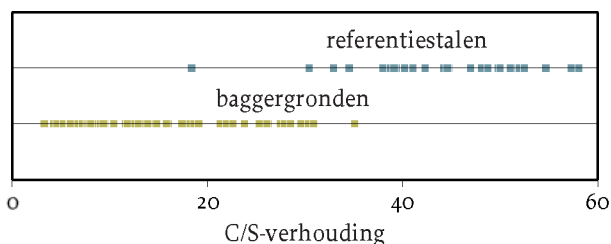
Figuur 1.7. Verband tussen zwavel en organische stof in de referentiestalen van de alluviale bodems



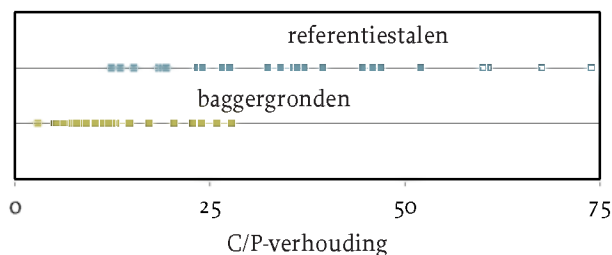
Figuur 1.8. Gemeten gehalten aan S (mg/kg dry ground) x dikte (cm) van de bemonsterde laag voor referentiestalen en aërobe stalen van gekende baggergronden



Figuur 1.9. Gemeten gehalten aan EC van de bemonsterde laag voor referentiestalen en aërobe stalen van gekende baggergronden



Figuur 1.10. C/S-verhouding van de bemonsterde laag voor referentiestalen en aërobe stalen van gekende baggergronden



Figuur 1.11. C/P-verhouding van de bemonsterde laag voor referentiestalen en aërobe stalen van gekende baggergronden

STALEN VERWIJDERD OP BASIS VAN HET CaCO_3 -GEHALTE IN DE BODEM

De belangrijkste voorwaarde voor het herkennen van baggergronden bleek het CaCO_3 -gehalte te zijn. Bij de stalen die niet aan deze voorwaarde voldoen, werd echter ook getest in hoeverre ze voldoen aan de andere 5 criteria voor baggergronden. Bij 22 stalen werd aan minimum 2 van de 5 voorwaarden voldaan. Opvallend was dat 8 stalen afkomstig waren van terreinen waar minstens 1 ander bodemonmonster wel als baggergrond werd beoordeeld, waar met andere woorden wel een voldoende hoog CaCO_3 -gehalte gemeten werd. De andere monsters zijn afkomstig van terreinen die tijdens de wintermaanden regelmatig onder water komen te staan. Deze terreinen liggen allemaal op uitgebreikte gronden, die door het afgraven al gekenmerkt worden door natere omstandigheden. Bovendien bleek bij bepaalde punten uit de textuuranalyses en uit de kenmerken van de bodemopbouw dat het om duidelijk opgehoogde terreinen ging. Indien het hier toch oorspronkelijk om baggergronden ging, dan kan het lagere CaCO_3 -gehalte veroorzaakt worden door een versnelde afbraak van CaCO_3 bij het alternerend waterverzadigd zijn en het droogvalen van de bodem. Dit fenomeen werd beschreven door van den Bergh & Loch (2000) voor de Biesbosch, waar zich sinds de jaren '70 verontreinigd sediment afgezet heeft.

1.3.2. Anaërobe stalen van baggergronden

Op verschillende gekende baggergronden werd op 26 punten onder de reeds geoxideerde sliblaag een anaërobe sliblaag bemonsterd. De stalen met een kleigehalte hoger dan 15 % werden samengebracht in een dataset en uit deze gegevens werden grenswaarden afgeleid voor de herkenning van andere gereduceerde stalen. Als eerste parameter werd het os-gehalte genomen. De grenswaarde werd vastgesteld op 3,5 %. Het CaCO_3 -gehalte ligt bij de stalen van de gekende baggergronden zeer hoog en daarom werd een CaCO_3 -gehalte van 4 % als ondergrens genomen. De stalen die op basis van deze criteria geselecteerd werden, moeten voldoen aan 2 van de 4 volgende voorwaarden, afgeleid uit de dataset van de anaërobe stalen van de gekende baggergronden: de EC-waarde moet hoger liggen dan 400, de c/s-verhouding ligt lager dan 15, het product os (%) x laagdikte (cm) > 100 en het product S (mg/kg droge grond) x laagdikte (cm) > 33.000. Ook hier werd 30 cm als de maximale laagdikte genomen. Op basis hiervan werden 48 stalen herkend als anaërobe slibstalen.

1.4. Vergelijking tussen de aërobe en de anaërobe laag op baggergronden

Tijdens de inventarisatie werd er op verschillende bemonsterde punten onder de aërobe sliblaag een anaërobe sliblaag aangetroffen. In wat volgt zal nagegaan worden of er uit de analyseresultaten van beide lagen op eenzelfde punt besluiten kunnen getrokken worden i.v.m. de gevolgen van oxidatie van baggerslib tijdens of na de landberging. Het slib bevindt zich tijdens de opspuiting onder anaërobe toestand. Door de landberging echter treedt er oxidatie op. Afhankelijk van de dikte van de sliblaag en de grondwatersituatie kan een deel van het slib in gereduceerde toestand blijven.

Als eerste voorwaarde bij de selectie van de punten werd er gesteld dat de beide lagen een gelijkaardige textuur moesten hebben. Aan deze voorwaarde werd voldaan bij stalen waar de gemeenschappelijke oppervlakte van de textuurkrommen van beide lagen groter was dan 75 % (relatief uitgedrukt t.o.v. de oppervlakte van de grootste textuurkromme). De gelijkenis tussen 2 bodemlagen uitgedrukt op basis van de oppervlaktes van de textuurkrommen werd besproken onder 1.2. Er werden 10 punten overgehouden waar er onder de aërobe laag een anaërobe sliblaag aangetroffen werd. Alleen die punten werden weerhouden waarvoor er op het terrein geen indicaties waren dat het om materiaal van verschillende oorsprong en/of textuur ging, en waarvoor de overeenkomst van de textuur berekend via de gemeenschappelijke oppervlakte van de textuurkromme meer dan 75 % was.

Telkens werd nagegaan wat de verandering was van de gemeten bodemeigenschappen in de aërobe laag t.o.v. de

anaërobe laag die als uitgangssituatie beschouwd werd. Voor elke bodempara-meter werd het verschil tussen de aërobe laag en de anaërobe laag berekend. Dit verschil werd relatief t.o.v. de gemeten waarde in de aërobe laag uitgedrukt. Van deze waarden voor de 10 bemonsterde punten werd telkens het gemiddelde, het 10e en het 90e percentiel van dit verschil berekend (Tab. 1.3. en 1.4.).

Voor de zware metalen Cd, Ni en Cr blijkt uit de dataset dat de gemeten waarden tussen de beide lagen sterk kunnen variëren, en dit in beide richtingen. Cr en Cd komen steeds voor in verontreinigende concentraties, maar voor Ni is dit niet het geval. Ook voor de bodemeigenschappen os, P, S en ec blijkt er een grote variatie op te treden tussen de waarden gemeten in beide lagen. Deze variatie maakt het moeilijk om duidelijke besluiten te trekken. Dit is een opvallend resultaat, vooral voor os en S. Men zou kunnen verwachten dat bij de oxidatie van het slib de afbraak van het os in de aërobe laag versneld zou worden. De verticale bodemvariatie maskeert echter dit effect, ofwel treedt dit verwachte effect minder expliciet op dan theoretisch verwacht zou kunnen worden. Zowel de aërobe als de anaërobe sliblagen worden gekenmerkt door hoge os-gehalten. Het S-gehalte varieert sterk.

Voor Pb, Zn, pH-H₂O, pH-CaCl₂, N, gv en CaCO₃ is het gemiddelde van het relatief verschil tussen beide lagen lager of gelijk aan 2 % en liggen het 10e en de 90e percentiel relatief symmetrisch t.o.v. 0. Voor pH-H₂O en pH-CaCl₂ zijn de verschillen zeer klein. Enkel voor os is er een duidelijk besluit te trekken: de anaërobe laag bevat duidelijk meer water dan de aërobe laag. Dit is een zeer logisch resultaat.

Tabel 1.3. Gemiddelde, 10e en 90e percentiel van de procentuele verschillen tussen de gemeten waarden in de aërobe en de anaërobe laag bij 10 punten

	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	P	S	% CaCO ₃	% os
gemiddelde	3	14	-8	9	1	2	0	61	-1	16
10e percentiel	-24	-31	-21	-18	-16	-19	-26	-15	-9	-25
90e percentiel	37	67	4	29	15	21	29	152	8	40

Tabel 1.4. Gemiddelde, 10e en 90e percentiel van de procentuele verschillen tussen de gemeten waarden in de aërobe en de anaërobe laag bij 10 punten

	% N	pH-H ₂ O	pH-CaCl ₂	ec	ds	gv	c/n	c/s	c/p
gemiddelde	-1	1	1	102	-12	-1	14	32	13
10e percentiel	-23	-1	-1	-35	-19	-21	-10	-61	-15
90e percentiel	18	4	2	278	-5	14	28	88	35

Bij de statistische verwerking van deze dataset aan de hand van de gepaarde t-test (Mathsoft, 1999) werden slechts 2 zeer significante verschillen vastgesteld ($p < 0,01$), nl. voor Pb en voor Cu . Het Cu -gehalte in de baggergrond neemt dus af bij oxidatie. Voor de andere parameters werden er geen verschillen vastgesteld.

Uit de resultaten kunnen geen eenduidige veranderingen aangetoond worden, zelfs de afbraak van organisch materiaal bij oxidatie van de aërobe laag verloopt blijkbaar niet zo snel. Het oudste bemonsterde stortterrein werd aangelegd voor de bodemkartering in het gebied (vóór 1965). Op dit punt werden geen grote wijzigingen vastgesteld. Er kan dus enerzijds besloten worden dat de gebruikte staalnamemethode niet fijn genoeg is om duidelijke besluiten te trekken i.v.m. veranderingen die plaatsvinden bij oxidatie van anaëroob baggerslib. Anderzijds is er een vermoeden dat er in de veldsituaties geen spectaculaire wijzigingen van de bodemparameters en van de mobiliteit van zware metalen optreden. Er kan aangenomen worden dat bij het opspuiten van het baggerslib het sediment zodanig verdund wordt met proceswater, dat er een intense menging van het materiaal gebeurt. De daarop volgende sedimentatie geeft blijkbaar toch aanleiding tot een zekere verticale variatie voor bepaalde bodemeigenschappen, wat bijvoorbeeld aangetoond wordt door de hogere gehalten aan zware metalen die in de aërobe laag gemeten worden. Als er sprake zou zijn van een significante verzuring bij de oxidatie waardoor zware metalen gedeeltelijk zouden uitspoelen naar de gereduceerde laag, dan moet dit leiden tot hogere gehalten in de anaërobe laag. Uit de gegevens kan er wel besloten worden dat voor deze baggergronden, die tussen 1965 en 1995 aangelegd werden, geen grote veranderingen optreden in de sliblaag bij oxidatie. De mogelijke beperkt optredende veranderingen worden gemaskeerd door de verticale variatie binnen het profiel van de baggergrond.

1.5. Besluit

Per bemonsterde laag wordt er op basis van de eigenschappen van gekende baggergronden langs de Bovenschelde uitspraak gedaan of het bodemstaal afkomstig is van een echte baggergrond of niet. Voor een reeks bodemstalen kan er geen duidelijke uitspraak gedaan worden. Deze lagen kunnen uiteindelijk wel afkomstig zijn van onderwaterbodemmateriaal, maar door menging met bijv. het oorspronkelijk bodemmateriaal (bij bodembewerkingen of door bodemvormende processen) kan het onderscheiden van deze lagen bemoeilijkt worden. Bij een reeks stalen werd voldaan aan de kenmerken van baggergronden, maar werd er een lager CaCO_3 -gehalte vastgesteld. Er kan dus gesteld worden dat de gebruikte criteria (os , CaCO_3 , $\text{os} \times$ dikte laag, $\text{S} \times$ dikte laag, c/p -verhouding, c/s -verhouding en ec) toelaten om een reeks stalen als monsters van baggergronden te herkennen, maar dat ze niet selectief genoeg zijn om een duidelijk en eenduidig onderscheid met normale gronden toe te laten. De grenswaarden die hier ontwikkeld werden zijn in principe enkel bruikbaar voor bodemstalen genomen op potentiële baggergronden langs de Bovenschelde. De geteste stalen zijn dus afkomstig van een gerichte staalname op basis van een aantal veldwaarnemingen. Er zal moeten blijken of de gebruikte grenswaarden en parameters ook bruikbaar zijn om baggergronden op andere plaatsen te herkennen.

Hoofdstuk 2 Beoordeling van de zware metalen in de bodem

In dit hoofdstuk worden de gemeten gehalten aan zware metalen in de baggergronden in detail bestudeerd. De beoordeling van de gemeten gehalten gebeurt aan de hand van het normeringstelsel van VLAREBO. In de alluviale vlakte van de Bovenschelde werd er op 590 punten een boring uitgevoerd. Bij een aantal punten kon er duidelijk besloten worden dat er geen ophoging plaatsgevonden had, of bleek dat de ophoging gebeurd was met puur bodemmateriaal. Op 417 punten echter werd één of meerdere lagen bemonsterd en geanalyseerd. Uit de verwerking van de analysegegevens in hoofdstuk 1 blijkt dat het bij 162 punten zeker om baggergronden gaat. Van de 417 punten werden er 44 bemonsterd als een referentie.

2.1. Beoordeling op basis van VLAREBO

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

Het kleigehalte werd bij de textuurbepaling gemeten met laserdiffractie (LD). De standaardmethode volgens OVAM (1996) is de pipetmethode. Bij de pipetmethode wordt de kleifractie bepaald als de 0-2 µm-fractie. Bij LD worden er echter andere karakteristieken van de bodemdeeltjes gemeten, en uit eigen metingen (Vandecasteele & De Vos, 2000) blijkt dat de 0-6 µm-fractie de beste overeenkomst geeft met de kleifractie gemeten met de pipetmethode. os werd gemeten volgens de methode van Walkley & Black, in overeenstemming met het afvalstoffen-analysecompendium van OVAM (1996).

Het evalueren a.d.h.v. de verschillende BSN heeft als voordeel dat er een klassificatie van de gemeten gehalten kan opgemaakt worden die per element rekening houdt met een beperkt aantal bodemeigenschappen, waardoor de metingen niet arbitrair in klassen ingedeeld worden. De AW en BSN hebben een wetenschappelijk onderbouwde achtergrond (Cornelis & Geuzens, 1995). Voor elke bestemming volgens de vigerende plannen van aanleg werden normen opgesteld. Deze bestemmingen werden gegroepeerd in 5 bestemmingstypes. Bij de berekeningen en de beoordeling van de gegevens van de baggergronden werd echter rekening gehouden met de huidige bestemming van deze terreinen, en niet met de geplande bestemming. Een bodemstaal wordt als verontreinigd beschouwd wanneer het gehalte voor 1 van de 6 zware metalen het verontreinigingscriterium voor bestemmingstype 1&2 (VC1&2) overschrijdt. Deze waarde wordt berekend als $0,8 \times$ bodemsaneringsnorm voor type 1&2 (BSN1&2).

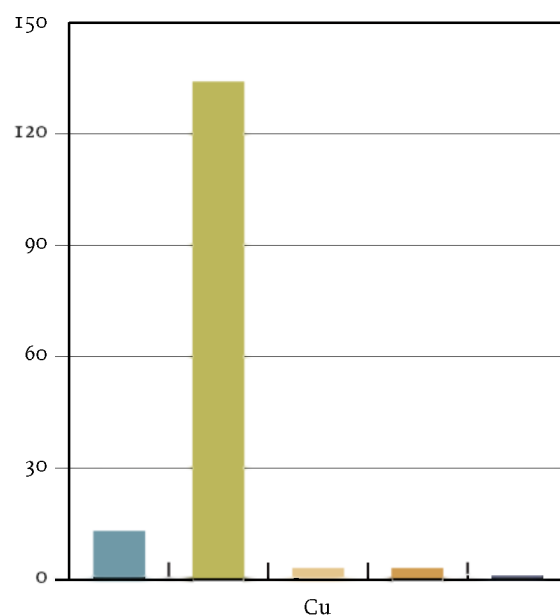
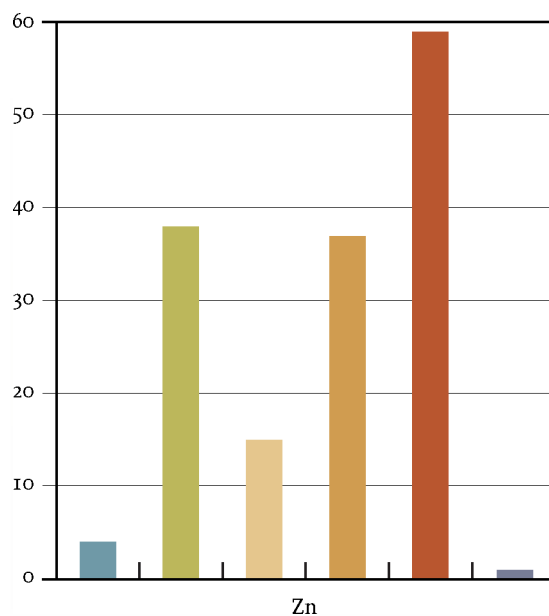
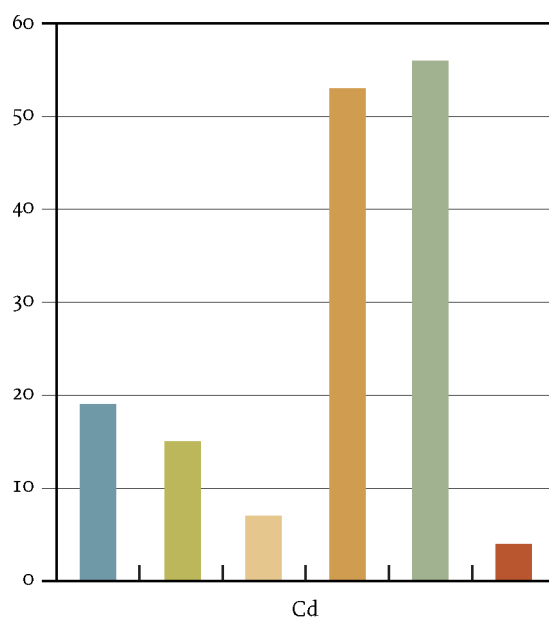
In het milieu- en natuurrapport 1996 (VMM, 1996) en 1998 (VMM, 1998) werd het storten van baggerspecie als diffuse bodemverontreiniging bekeken. Er werden 3 klassen voorgesteld voor de evaluatie van deze vorm van bodemverontreiniging: < AW, tussen AW en VC en > VC. Het VC werd gedefinieerd als $0,5 \times (VC + BSN1&2)$. Het gebruik van deze klassen leidt tot een strengere beoordeling dan hier het geval is. Het gebruik van een te streng criterium zou leiden tot een zeer complexe probleemstelling. Aangezien de perimeter van een baggergrond redelijk nauwkeurig te bepalen is, is het minder aangewezen te spreken van diffuse verontreiniging. Na zekere tijd wordt een baggergrond als bodem gebruikt, en het is dan aangewezen de normen van VLAREBO te hanteren (Dries, 1999).

2.2. Baggergronden

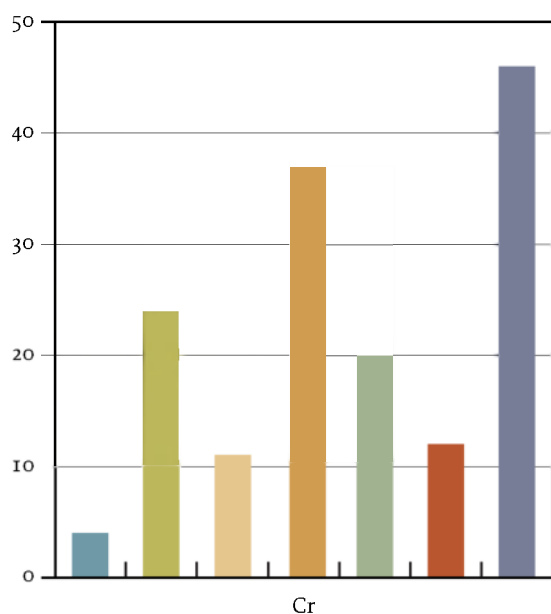
De gegevens van alle aërobe en anaërobe monsters die volgens de verwerking in hoofdstuk 1 afkomstig waren van baggergronden, werden samengebracht en per punt werd voor elk zwaar metaal de hoogste bodemverontreiniging in de verschillende lagen geselecteerd. De gegevens worden samengevat in figuur 2.1. Bij 139 van de 162 punten werd er voor 1 of meerdere zware metalen

bodemverontreiniging vastgesteld. Vooral Cr, Zn en Cd zorgen hier voor problemen. Ook Pb komt regelmatig voor in verontreinigende concentraties. Bij 108 van de 139 verontreinigde punten zorgen zowel Cd, Cr en Zn voor bodemverontreiniging.

Op de baggergronden die volgens de criteria van hoofdstuk 1 geselecteerd werden, werden er eveneens 71 punten bemonsterd waarvan de stalen om verschillende redenen niet voldoen aan de voorwaarden voor baggergronden (door bijv. een te laag kleigehalte). De punten liggen echter wel binnen de perimeter van de baggergronden. Bij 37 punten werd er geen bodemverontreiniging vastgesteld, bij de 34 andere wel. Bij 17 van de 34 punten werden er verontreinigde concentraties van zowel Cd, Cr en Zn gemeten.



Figuur 2.1. Verdeling van de gemeten gehalten aan Cd, Cr, Zn, Pb, Cu en Ni bij de bemonsterde punten van de baggergronden langs de Bovenschelde over de klassen van VLAREBO.



2.3. Terreinen met een laag CaCO_3 -gehalte in vergelijking met baggergronden

Bij een aantal punten werd voldaan aan minstens 2 van de 5 voorwaarden voor baggergronden, maar lag het CaCO_3 -gehalte lager dan 4 % (zie 1.3.1.). Acht punten lagen binnen de perimeter van een baggergrond en hadden een CaCO_3 -gehalte tussen 1,7 en 3,8 %. De overige 14 punten bevinden zich op relatief natte percelen. Het CaCO_3 -gehalte voor deze punten schommelde tussen 0,9 en 3,4 %. Bij 13 van de 14 punten werd er bodemverontreiniging vastgesteld, bij 9 punten was dit zo voor zowel Cd, Cr als Zn. Twee punten bevonden zich ook op deze terreinen, maar voldeden niet aan 2 van de 5 criteria voor baggergronden. Beide punten waren verontreinigd.

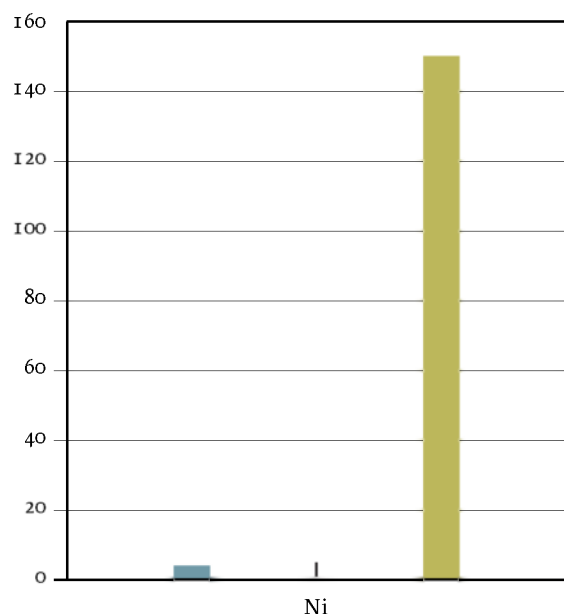
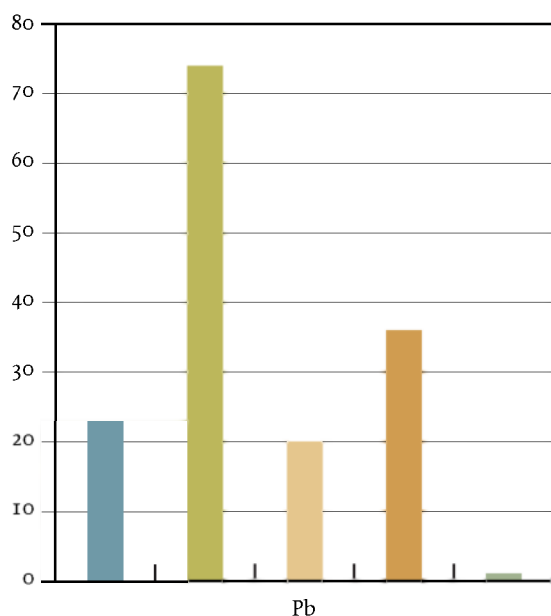
2.4. Natte percelen in de uitgebikte gebieden

Op 19 punten op uitgebikte gronden werden verkennend bodemonsters genomen. Deze punten werden niet gebruikt als referenties. Bij 14 punten werd er bodemverontreiniging vastgesteld, bij slechts 1 punt was er verontreiniging voor Cd, Cr en Zn samen.

Bij een aantal niet-baggergronden werden dus eveneens hoge gehalten aan zware metalen gemeten.

2.5. Terreinen opgehoogd met materiaal van nieuwe uitgravingen

Zevenenzestig punten zijn gelegen op plaatsen waar zuivere infrastructuurspecie gestort werd. Bij slechts 4 punten werd er bodemverontreiniging vastgesteld. Op 2 punten werd het vc voor Cr overschreden, op het andere punt werd de $\text{BSN1\&2}$ voor Cr overschreden. Op 1 punt werd de $\text{BSN1\&2}$ voor Cd, Cr, Zn en Pb overschreden. Het bewuste staal werd onderworpen aan de criteria voor baggergronden, maar voldeed hier niet aan. Deze gegevens bevestigen dus het logische vermoeden dat terreinen die enkel opgehoogd werden met materiaal van nieuwe uitgravingen, worden gekenmerkt door de afwezigheid van verontreiniging.



- < achtergrondswaarde
- > AW, niet verontreinigd
- > VC1&2
- > BSN1&2
- > BSN3
- > BSN4
- > BSN5

2.6. Andere opgehoogde terreinen

Op andere opgehoogde terreinen waarvoor er sterke vermoedens bestaan dat het om baggergronden gaat maar waarvoor de stalen niet voldeden aan de chemische voorwaarden voor baggergronden (zie 1.3.), werden 25 punten bemonsterd. Bij 13 punten werd er bodemverontreiniging vastgesteld. Bij 6 van de 13 punten was meer dan 1 metaal verantwoordelijk voor de verontreiniging.

2.7. Besluit

De gemeten gehalten aan Cd, Cr, Zn, Cu, Pb en Ni in de bodems werden geëvalueerd aan de hand van het normeringsstelsel van het bodemsaneringsdecreet. Uit de verwerking blijkt duidelijk dat de terreinen die herkend werden als baggergronden in de meeste gevallen verontreinigd zijn met Cd, Cr, Zn en in mindere mate Pb. Op bepaalde baggergronden werd er hoofdzakelijk infrastructuurbaggerspecie gestort, maar werd er eveneens materiaal aangetroffen dat duidelijk de kenmerken van baggerspecie had. Bij de karakterisatie van de onderwaterbodem van de Bovenschelde werd eveneens besloten dat Cd en Cr in afwijkende tot sterk afwijkende concentraties t.o.v. de referentie voorkwamen, terwijl voor Zn en Pb afwijkende tot licht afwijkende concentraties gemeten werden (Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, 1998a). De gemeten gehalten aan Cd, Zn en Cr op baggergronden zijn in bepaalde gevallen zeer hoog in vergelijking met de bodemsaneringsnormen voor landbouw, bos en natuur.

Een aantal opgehoogde terreinen voldeed aan de voorwaarden van de chemische bodemeigenschappen van baggergronden, maar hadden merkkelijk lagere CaCO_3 -gehalten dan gekende baggergronden. Deze terreinen (16 ha) waren allemaal gesitueerd in uitgebikte percelen van de alluviale vlakte die op verschillende tijdstippen tijdens het jaar onder water komen te staan. Uit literatuur blijkt dat in dergelijke gevallen een versnelde afbraak van het CaCO_3 -gehalte kan optreden, wat het bufferend vermogen van de baggergrond tegen verzuring vermindert, en waardoor op termijn uitspoeling van zware metalen kan optreden. Er moet echter meer informatie verzameld worden over deze terreinen om hierover duidelijke uitspraken te doen.

Op terreinen die opgehoogd werden met materiaal van nieuwe uitgravingen (259 ha waarvan 110 ha bemonsterd werden) werd slechts zeer sporadisch bodemverontreiniging vastgesteld. Dit is ook logisch, aangezien het uitgegraven materiaal per definitie puur bodemmateriaal is. Op een aantal opgehoogde terreinen waarvan vermoed wordt dat het baggergronden zijn (27 ha), maar

waar dit vermoeden niet bevestigd werd door de chemische bodemanalyses, werd in bepaalde gevallen ook bodemverontreiniging vastgesteld.

Bij een reeks stalen genomen op uitgebikte terreinen waar er niet direct sprake is van duidelijke tekenen van ophogingen, werden er af en toe ook verhoogde (en verontreinigende) concentraties aan zware metalen aangetroffen. De bodemeigenschappen zijn niet vergelijkbaar met die van baggergronden. Een mogelijke oorzaak van deze verontreiniging is het rechtsteeks contact met verontreinigd Scheldewater bij (vroegere) overstromingen.

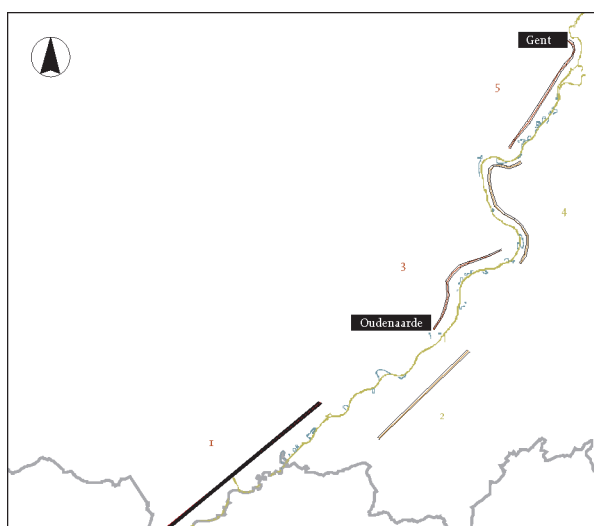
Door bodemstaalnames werd er aangetoond dat uiteindelijk 190 van de 232 ha baggergronden in de alluviale vlakte van de Bovenschelde verontreinigd zijn met Cd, Cr, Zn en/of Pb. Gezien het relatief groot aandeel van deze verontreinigde terreinen in de alluviale vlakte van de Bovenschelde, naast de eveneens verontreinigde onderwaterbodem van deze waterloop, kan de vraag gesteld worden wat de draagkracht van dit gebied is naar zware metalen toe.

Hoofdstuk 3 Verontreiniging van baggergronden i.f.v. tijd en locatie

In dit hoofdstuk worden alle aërobe bodemstalen die voldoen aan de vooropgestelde eigenschappen van baggergronden samengebracht in een dataset. Voor elk bemonsterd punt worden 2 bijkomende parameters bepaald, nl. de ligging van het punt t.o.v. de Bovenschelde en het tijdstip waarop de baggergrond aangelegd werd.

De relatieve ligging van elk punt werd bepaald door het punt loodrecht op de Schelde te projecteren, en deze ligging relatief uit te drukken t.o.v. de totale lengte tussen de grens van het Vlaamse gewest in Spiere-Helkijn, en de stuw van Gentbrugge. Deze relatieve afstand werd aan de dataset toegevoegd, maar er werden ook 5 afstandsklassen uit afgeleid. De grenzen van de klassen werden bepaald op basis van de verdeling van de oppervlakte aan baggergronden in functie van de ligging langs de Bovenschelde, en de kennis van bepaalde belangrijke sedimentatiepunten. De afstandsklassen zijn: het stroomopwaartse deel vanaf de brug van Kerkhove (klasse 1), tussen de brug van Kerkhove en de sluis in Oudenaarde (klasse 2), tussen de sluis in Oudenaarde en de brug van Zingem (klasse 3), tussen de brug van Zingem en de Teerlinkput in Vurste (klasse 4) en het stroomafwaartse deel vanaf de Teerlinkput (klasse 5) (Kaart 3.1.).

Kaart 3.1. Verdeling van de locaties van de bemonsterde punten op de baggergronden over 5 klassen



Het tijdstip van de aanleg van de baggergronden werd bepaald aan de hand van kaartmateriaal en archiefgegevens. Er werden 4 klassen gebruikt, nl. alle terreinen aangelegd vóór 1965 (periode 1), tussen 195-1975 (periode 2), tussen 1975-1985 (periode 3) en tussen 1985-1995 (periode 4).

Het is de bedoeling om uit de dataset af te leiden of er een differentiatie is van de gevonden gehalten aan Cd, Cr, Zn en Pb in functie van het tijdstip van de baggerwerken, of in functie van de relatieve ligging langs de Bovenschelde. Eerst wordt er echter nagegaan of er duidelijke verschillen zijn voor wat betreft de bodemeigenschappen die gebruikt werden om de baggergronden te onderscheiden. In tabel 3.1. wordt de verdeling van de monsters over de tijds- en afstandsklassen gegeven.

Tabel 3.1. Verdeling van de aërobe monsters over de klassen voor de ligging langs de Schelde en de klassen van de periode waarin de baggergrond aangelegd werd

periode aanleg	vóór 1965	1965- 1975	1975- 1985	na 1985	on- bekend
aantal stalen	73	28	24	7	5

ligging	klasse 1	klasse 2	klasse 3	klasse 4	klasse 5
aantal stalen	26	6	22	14	69

Bij de statistische verwerking werd er eerst een verkennende correlatie-analyse uitgevoerd. Daarna werd er per bodemeigenschap en per zwaar metaal een ANOVA-analyse uitgevoerd met 3 factoren, namelijk de afstandsklasse, de klasse van het tijdstip van de aanleg en een combinatievariabele om de interactie tussen beide eerste factoren te onderzoeken. Wanneer een factor een significante ($p < 0.05$) of zeer significante ($p < 0.01$) invloed had op de onderzochte bodemeigenschap, dan werd er gebruikt gemaakt van een test die meervoudige vergelijking van gemiddelden toelaat. Uiteindelijk werd er voor geopteerd om de Sidak-methode (Mathsoft, 1999) te gebruiken. Dit is een zeer conservatieve methode die het vergelijken van gemiddelden van groepen met een verschillend aantal elementen toelaat.

Daarna wordt ook de oppervlakte aan baggergronden uitgezet in functie van de tijd en de ligging. Alle terreinen waar op minstens 1 punt een aëroob of een anaëroob bodemstaal aan de eigenschappen van baggergronden voldoet, wordt als baggergrond gezien.

3.1. Variatie van de bodemeigenschappen van baggergronden in functie van tijd en afstand

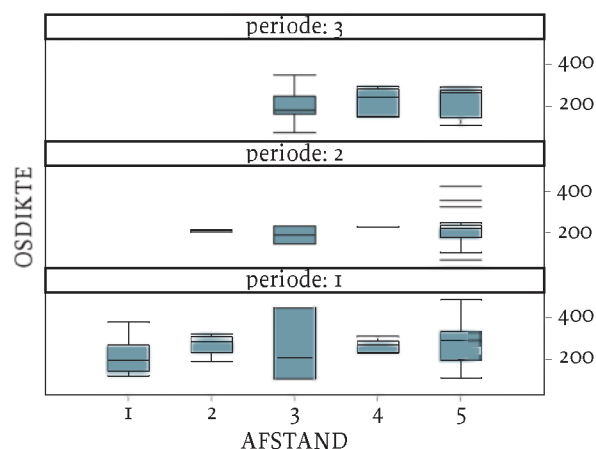
De aërobe stalen van baggergronden werden uit de totale dataset van baggergronden afgeleid op basis van 5 bodemeigenschappen, nl. CaCO_3 , EC, osdikte, Sdikte, c/s en c/p (zie ook 1.3.).

Uit de correlatiematrix blijkt dat er tussen deze 6 bodemeigenschappen geen sterke correlaties optreden en dat de factor afstand geen hoge correlatie vertoont met om het even welke bodemeigenschap of concentratie aan zwaar metaal. Bij het uitvoeren van ANOVA werd er voor geen enkele bodemparameter interactie vastgesteld tussen de afstandsklasse en de klasse van het tijdstip van de aanleg van de bemonsterde baggergrond. Tijdsklasse en afstandsklasse kunnen dus afzonderlijk van elkaar geëvalueerd worden.

3.1.1. Afstand-ligging van het bemonsterde punt

Bij het gebruik van de volledige dataset had de factor 'afstandsklasse' voor geen enkele bodemeigenschap een significante invloed op de waarden. Dit betekent dat de geselecteerde bodemeigenschappen voor het herkennen van baggergronden niet afhankelijk zijn van de ligging van de baggergrond langs de Bovenschelde, waardoor de eigenschappen dus in principe overal langs de Bovenschelde bruikbaar zijn.

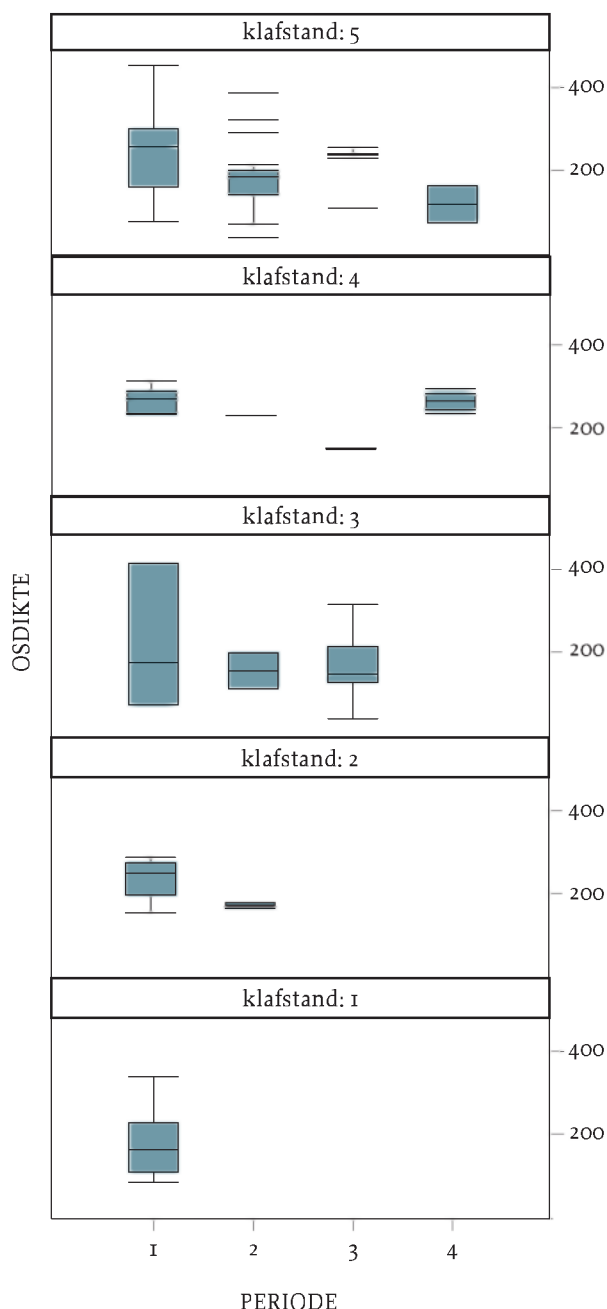
Uit figuur 3.1. blijkt echter dat door de ongelijke verdeling van het aantal stalen over de afstands- en de tijdsklassen, er een vertekend beeld kan ontstaan. Alleen voor de tijdsklasse 1 (baggergronden die aangelegd werden vóór 1965) zijn er voldoende gegevens voor elke afstandsklasse. Voor deze tijdsklasse wordt de ANOVA-analyse opnieuw uitgevoerd om de invloed van de factor afstand te onderzoeken. Om de ongelijke verdeling van het aantal stalen over de klassen te milderen worden de afstandsklassen 2, 3 en 4 samengevoegd. Voor CaCO_3 , c/p, Sdikte en c/s kan er geen invloed van de factor afstand op de gemeten waarden vastgesteld worden. Voor EC en Osdikte blijkt er echter een significante invloed te zijn van de afstand ($p < 0,05$): telkens wordt er een significant verschil tussen klasse 1 (stroomopwaarts van de brug van Kerkhove) en klasse 5 (stroomafwaarts van de teerlinkput in Vurste) vastgesteld. Voor EC ligt de gemiddelde waarde in klasse 5 dubbel zo hoog als in klasse 1, en voor Osdikte ligt de waarde in klasse 5 ongeveer 30 % hoger. Voor beide parameters liggen de gemiddelde waarden in alle klassen echter boven de grenswaarde die als criterium gebruikt werden. EC en Osdikte zijn dus 2 criteria die door de invloed van de ligging van de baggergrond op de gemeten waarde minder bruikbaar zijn voor het herkennen van baggergronden.



Figuur 3.1. Verdeling van het aantal stalen over de 3 periodes van de aanleg van de baggergronden voor de 5 klassen van de ligging van de baggergronden. De boxplots zijn weergegeven voor de parameter Osdikte

3.1.2. Periode waarin de baggergrond aangelegd werd

Voor de c/s-verhouding, osdikte en CaCO_3 is er volgens ANOVA een significante invloed van de tijdstipklasse van de aanleg van de baggergrond op de gemeten gehalten. De gemiddelde osdikte en c/s-verhouding enerzijds en het CaCO_3 -gehalte anderzijds namen voor de totale dataset af resp. toe in functie van het tijdstip van de aanleg van de baggergrond. Uit figuur 3.2. blijkt echter dat door de ongelijke verdeling van het aantal stalen over de afstands- en de tijdsklassen, er een vertekend beeld kan ontstaan. Enkel voor de afstandsklasse 5 (stroomafwaarts Vurste) zijn er gegevens voor de 4 tijdsklassen. Daarom werd er voor geopteerd om de ANOVA-analyse voor deze klasse opnieuw uit te voeren. Eerst werden de tijdsklassen 3 en 4 samengevoegd om het aantal stalen per klasse min of meer gelijk te stellen. Uit de ANOVA-analyse bleek dat er enkel voor Osdikte een significante invloed ($p < 0,05$) van het tijdstip was. In tegenstelling tot de analyse op de volledige dataset is er geen sprake van een significante daling van c/s en een significante stijging van het CaCO_3 -gehalte in de tijd. In een volgende stap werden de tijdsklassen 2 en 3 samengevoegd. De significantie van de Osdikte-daling i.f.v. de tijd nam toe ($p < 0,01$). Uit deze verwerking kan er besloten worden dat er alleen een duidelijke daling van Osdikte optreedt in functie van de tijd. De daling van de parameter Osdikte in functie van de tijd wijst op een daling van het os-gehalte in het gebaggerde materiaal.



Figuur 3.2. Verdeling van het aantal stalen over de 5 klassen (klafstand) voor de ligging van de baggergronden voor de 4 klassen van het tijdstip van de aanleg van de baggergronden. De boxplots zijn weergegeven voor de parameter Osdikte

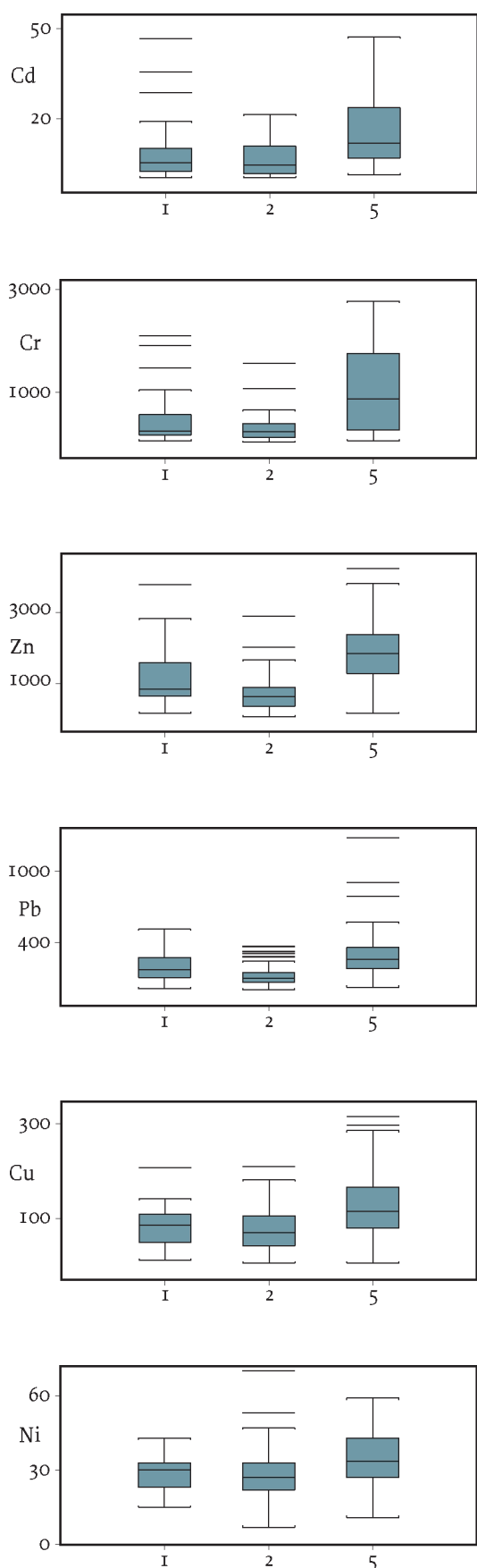
3.2. Variatie van de gehalten aan zware metalen in functie van tijd en afstand

De gemeten gehalten aan zware metalen in de aërobe stalen van de baggergronden worden nu geëvalueerd op basis van de gegevens over de ligging van de baggergrond en het tijdstip waarop de baggergrond aangelegd werd. Opvallend resultaat van de verkennende correlatieanalyse is de sterke positieve correlatie tussen Cd, Cr en P. Zn vertoont eveneens een hoge positieve correlatie met Cd en met het kleigehalte. Er zijn geen sterke correlaties tussen de zware metalen en de bodemeigenschappen die gebruikt werden om baggergronden te herkennen. Er werd door ANOVA ook geen interactie vastgesteld tussen de afstandsklasse en de klasse van het tijdstip van de aanleg van de baggergrond, waardoor beide factoren afzonderlijk geëvalueerd kunnen worden.

3.2.1. Gehalten aan zware metalen in functie van de ligging van de baggergrond t.o.v. van de rivier

In een eerste analyse worden de 5 afstandsklassen onderling vergeleken voor elk zwaar metaal, zonder hierbij rekening te houden met de vrij onevenwichtige verdeling van het aantal stalen per klasse. Uit ANOVA kan er besloten worden dat de ligging van de baggergrond een significante invloed heeft op de gemeten gehalten voor elk zwaar metaal. Uit de meervoudige vergelijking van gemiddelden blijkt dat er steeds significante verschillen gevonden worden tussen het meest stroomafwaartse gebied (afstandsklasse 5) en één of meerdere van de andere gebieden, waarbij de hoogste gehalten steeds in het stroomafwaartse gebied vanaf Vurste gemeten worden.

Wanneer afstandsklasse 2, 3 en 4 samengevoegd worden om een evenwichtiger verdeling over de klassen te krijgen, verandert het beeld nauwelijks: voor alle zware metalen kan er uit ANOVA opnieuw besloten worden dat de factor 'plaats' een significante invloed heeft op het gemeten gehalte. Uit de meervoudige vergelijking van gemiddelden blijkt dat het stroomafwaartse gedeelte vanaf Vurste steeds significant hogere gehalten heeft voor Cd, Cr, Zn, Pb, Cu en Ni dan de andere 2 gebieden (Fig. 3.3.).



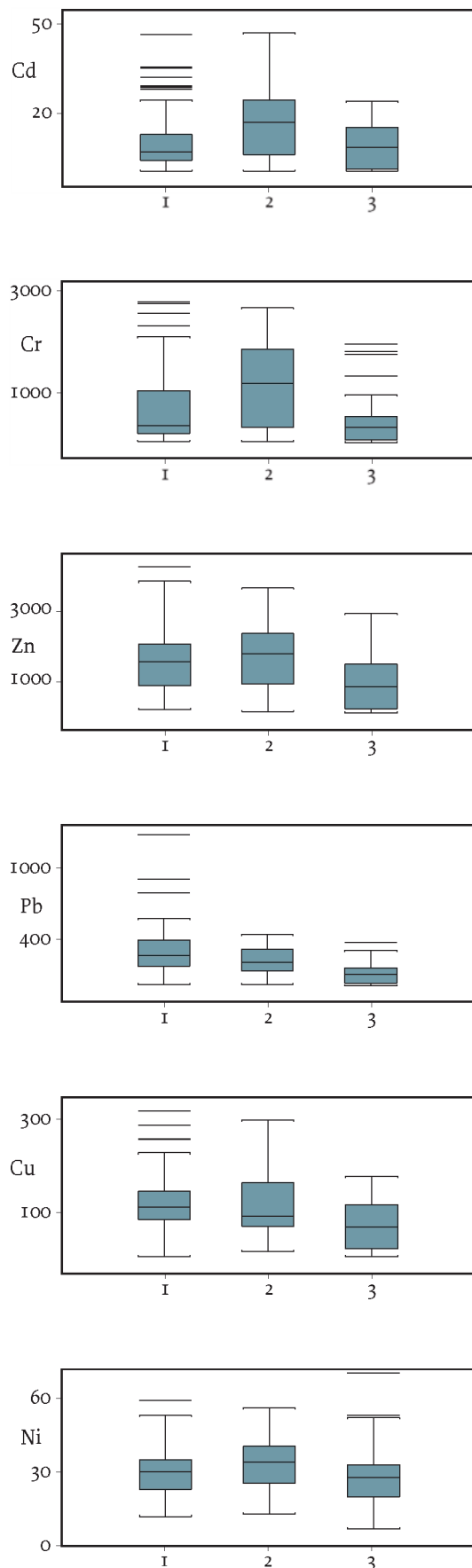
Figuur 3.3. Boxplots voor de 6 zware metalen (mg/kg droge bodem) in functie van de 3 afstandsklassen die de ligging van de baggergrond aangeven

Uit figuur 3.1. kan er afgeleid worden dat enkel voor de tijdsklasse vóór 1965 (periode 1) er gegevens voor elke afstandsklasse aanwezig zijn. Daarom wordt de ANOVA-analyse nog eens opnieuw uitgevoerd voor de stalen van deze klasse. Ook hier werden de stalen van klasse 2, 3 en 4 samengevoegd tot 1 klasse om een vergelijkbaar aantal stalen per afstandsklasse te krijgen. De gehalten aan zware metalen worden dus vergeleken tussen het stroomopwaartse deel van Kerkhove-brug, tussen Kerkhove en Vurste en het stroomafwaartse gedeelte vanaf Vurste.

Voor alle zware metalen liggen de gehalten significant tot zeer significant hoger in het gebied stroomafwaarts van Vurste. Via de Sidak-methode worden telkens significant hogere gehalten gemeten in de gebiedsklasse 5 t.o.v. gebiedsklasse 1, gebiedsklasse 2 of beide. Wanneer klasse 2 en 1 samengevoegd worden, dan krijgen we een meer evenwichtige verdeling van het aantal stalen (37 in het gebied stroomopwaarts van, 36 stroomafwaarts hiervan). Voor Cd liggen de gehalten significant ($p < 0,05$) hoger in het stroomafwaartse gedeelte, voor de andere zware metalen is dat telkens zeer significant hoger ($p < 0,01$).

3.2.2. Gehalten aan zware metalen in functie van het tijdstip van de aanleg

Wanneer de gegevens voor de zware metalen uitgezet werden in functie van 4 tijdspannen waarin de baggergronden aangelegd werden, bleek er alleen voor Pb een duidelijke daling op te treden. Voor Cr en Cd werden er gemiddeld gezien hoger gehalten gemeten tussen 1965 en 1975 dan in de periode ervoor en erna. Er zijn slechts een aantal monsters beschikbaar van baggergronden die na 1985 aangelegd werden. Daarom werden deze stalen bij de groep '1975-1985' gevoegd. Bij het opnieuw uitvoeren van de ANOVA bleek de periode van aanleg geen significante invloed te hebben op het Ni-gehalte, maar wel op de andere zware metalen. Voor Cd en Cr bleek dat de gemeten concentraties van baggergronden aangelegd tussen 1965 en 1975 significant hoger lagen dan in de periode ervoor en erna. Voor Cu en Pb is er een daling van de gemeten gehalten naarmate de baggergrond later aangelegd werd. Voor Zn werden op baggergronden die na 1975 aangelegd werden, significant lagere gehalten gemeten dan ervoor (Fig. 3.4.).



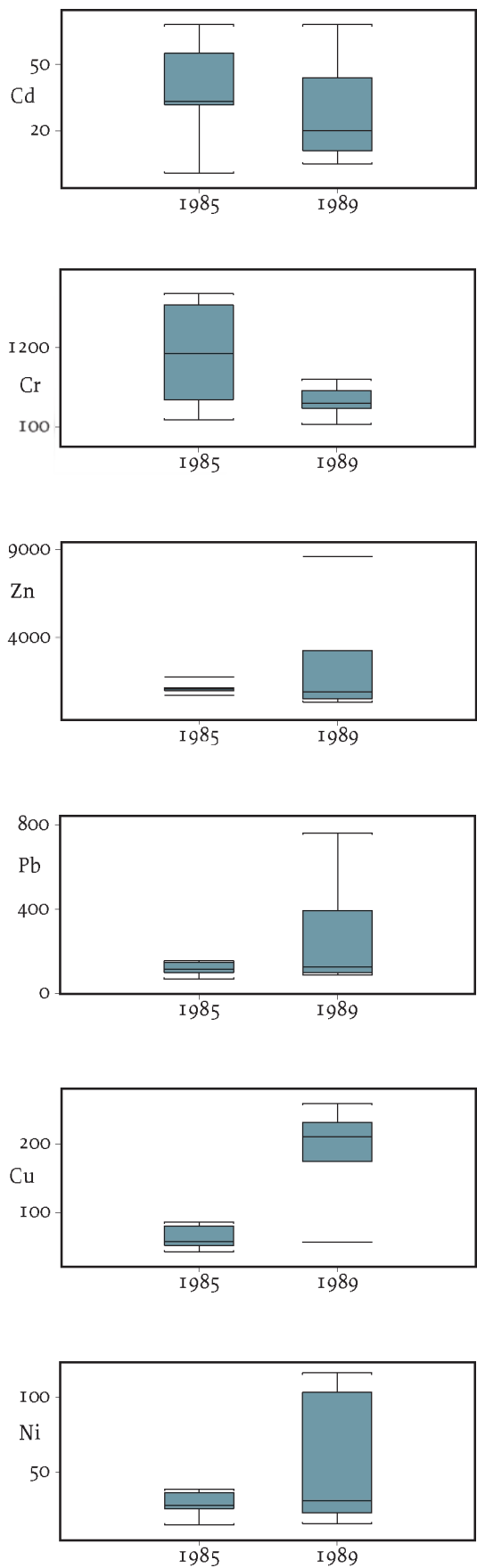
Figuur 3.4. Boxplots voor de 6 zware metalen (mg/kg droge bodem) in functie van de 3 tijdsklassen die periode aangeven waarin de periode aangelegd werd

In figuur 3.2. worden de stalen uitgezet per afstands-klasse en tijdsklasse d.m.v. boxplots. Er is een vrij on-evenwichtige verdeling van de stalen over de afstands-klassen. Enkel voor afstandsklasse 5 (stroomafwaarts van Vurste) zijn er gegevens voor elke tijdsklasse beschikbaar. De gehalten aan zware metalen werden daarom enkel bekeken voor de afstandsklasse 5. Enkel voor Pb was er een significante invloed van de factor 'periode van aanleg' op het gemeten gehalte. In de baggergronden aangelegd vóór 1965 werden er hogere Pb-gehalten gemeten dan in de baggergronden die in de 2 periodes erna ontstonden. Om een vergelijkbaar aantal stalen per klasse te verkrijgen, werden de tijdsklassen daarna samengevoegd tot 2 klassen, nl. de stalen van baggergronden aangelegd vóór 1965 en na 1965. Enkel het Pb- en Cu-gehalte werd significant beïnvloed door het tijdstip. Het Pb-gehalte lag zeer significant lager na 1965 ($p < 0,01$) en daalde gemiddeld van 384 naar 223 mg/kg droge grond. Ook het Cu-gehalte lag significant ($p < 0,05$) lager na 1965 en nam gemiddeld af van 152 naar 113 mg/kg droge grond. Voor de andere zware metalen konden er geen significante verschillen tussen beide periodes vastgesteld worden.

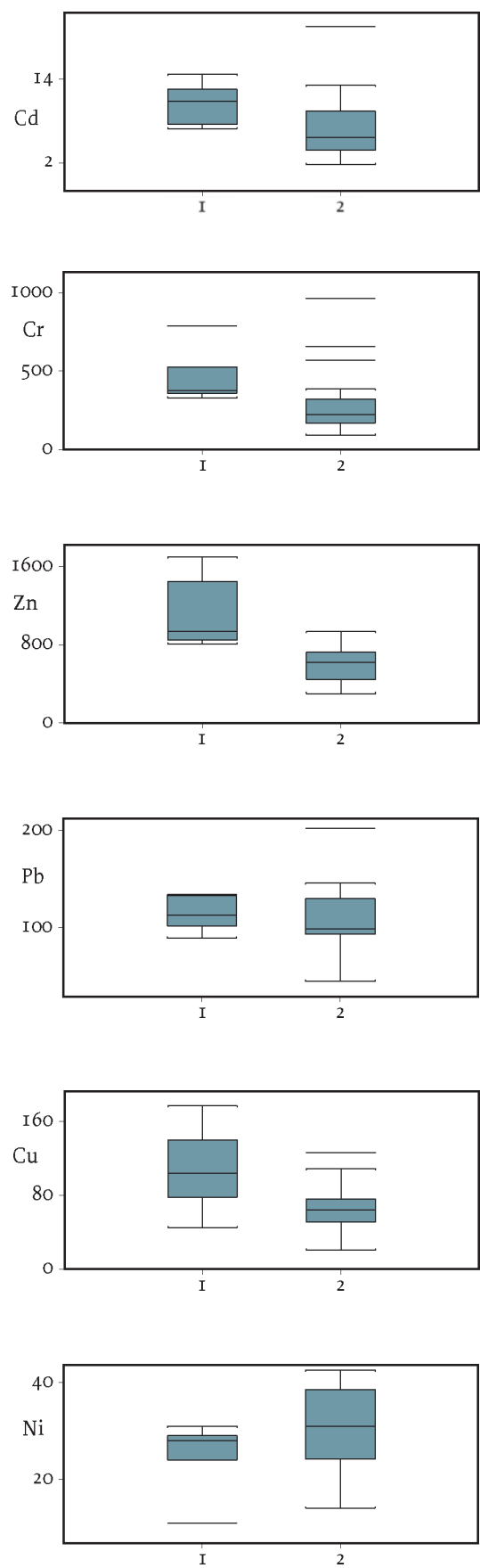
3.2.3. Vergelijking met gegevens van de onderwaterbodem

In 1985 werden in het kader van een vergunningsaan-vraag voor baggerwerken en 10-tal slibstalen genomen tussen Oudenaarde en Kerkhove op plaatsen waar regel-matig gebaggerd moest worden.

In 1989 werden er in het kader van een thesis 9 stalen genomen van de onderwaterbodem van de Boven-schelde en de Ringvaart tussen de stuw in Zwijnaarde en de sluis op de Ringvaart. De stalen werden vanop een boot via een speciaal 'anker' genomen (Coucke & Marchand, 1990). De 2 reeksen stalen werden o.a. geana-lyseerd op Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn en os. De textuur werd bij beide reeksen niet bepaald. De stalen van de 2 loca-ties zullen via ANOVA vergeleken worden. De stalen wer-den in een vergelijkbare periode en op een vergelijkbare manier genomen. Het is dus mogelijk om de gegevens van de 2 plaatsen te vergelijken om geografische ver-schillen op te sporen. Omdat er geen textuuranalyses uitgevoerd werden, was het niet mogelijk om de zandige stalen eerst uit de dataset te verwijderen. Gezien de ster-ke relatie tussen textuur en os werd er geopteerd om alle stalen met $os < 2\%$ uit de dataset te verwijderen. Uiteindelijk konden er 6 stalen uit het pand Kerkhove-Oudenaarde en 7 stalen uit het stroomafwaartse deel van de stuw van Zwijnaarde vergeleken worden. Enkel voor Cr en Cu werd er een significant verschil gevonden, terwijl uit figuur 3.5. blijkt dat de gemeten Cd-gehalten gemiddeld hoger liggen in het pand Kerkhove-Oudenaarde en de Zn-, Pb- en Ni-gehalten gemiddeld



Figuur 3.5. Boxplots voor de 6 zware metalen (mg/kg droge bodem) voor monsters van de onderwaterbodem genomen tussen Kerkhove en Oudenaarde (1985) en aan het kanaal van Zwijnaarde (1989)



Figuur 3.6. Boxplots voor de 6 zware metalen (mg/kg droge bodem) voor monsters van de baggergronden aangelegd tussen 1985 en 1995 (code 1) en monsters van de onderwaterbodem genomen in 1994 (code 2)

veel lager liggen en een lagere spreiding hebben in vergelijking met de andere reeks stalen. De Cu-gehalten lagen veel lager in het pand Kerkhove-Oudenaarde, en de Cr-gehalten lagen er veel hoger.

Deze resultaten geven een ander beeld voor Cd en Cr dan de resultaten van de statistische verwerking onder 3.2.1. Daar werd er besloten dat de hoogste gehalten aan zware metalen steeds gemeten werden in het meest stroomafwaartse deel.

Begin de jaren '90 werd door de Afdeling Water van AMINAL gestart met een methodologische studie naar de inventarisatie en de karakterisatie van de bodems van de Vlaamse waterlopen (KBW). Er werd eveneens een beoordelingssysteem opgesteld, nl. een triade bestaande uit een fysico-chemisch luik, een ecotoxicologisch luik en een biologisch luik (Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, 1998b). Uiteindelijk leiden de 3 deel-aspecten naar een globale beoordeling van de kwaliteit van de onderwaterbodem.

Bij de bemonstering van de onderwaterbodems van de Bovenschelde werd een verschillende methode gebruikt voor de zwaaikommen of sedimentatiezones en voor de tussenliggende zones. Bij de zwaaikommen werden willekeurig 5 deelmonsters genomen. De tussenliggende zones werden opgesplitst in 5 deelzones en binnen elke deelzone wordt er een monster genomen. Alle bemonsteringen gebeurden met een Van Veen-grijper. Hierdoor wordt een gedeelte van de bovenlaag van het slib bemonsterd (Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, 1995). In de Bovenschelde werden 20 punten op deze wijze bemonsterd.

De gegevens van de KBW voor de Bovenschelde worden vergeleken met de gegevens van alle aërobe stalen van de baggergronden. Via ANOVA werden er voor alle zware metalen significante verschillen tussen de dataset van de aërobe baggergronden en de dataset van de onderwaterbodems gevonden. De gemeten gehalten lagen steeds significant lager in de onderwaterbodemstalen.

De onderwaterbodem van de Bovenschelde werd in 1994 bemonsterd. In dezelfde periode werden er 2 baggergronden aangelegd. De stalen van de onderwaterbodems worden vergeleken met de stalen van deze baggergronden en uit figuur 3.6. kan er afgeleid worden dat de gehalten aan Cd, Zn, Cu en Cr gemiddeld hoger liggen op de baggergronden dan in de onderwaterbodem. Enkel voor Zn en Cu worden er significante verschillen gevonden tussen beide datasets.

De beide datasets kunnen niet zomaar vergeleken worden. Een belangrijke verklaring voor de gevonden verschillen tussen de 2 datasets is de verschillende bemonsteringsstrategie.

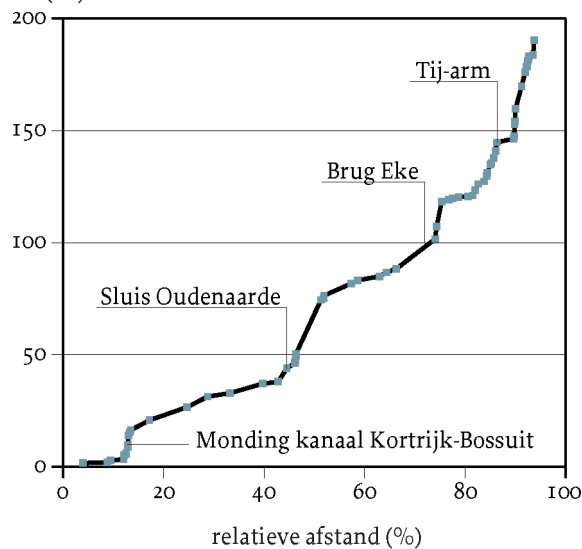
De bemonsteringen die bij de KBW uitgevoerd werden, brengen met zich mee dat er een gemiddelde situatie verkregen wordt. Bij de inventarisatie van de baggergronden wordt er bewust met puntmetingen gewerkt. Bij het opspuiten van de baggerspecie wordt meestal met een vaste spuitmond gewerkt. Dit werkt de vorming van een textuurgradiënt in de hand. Dit betekent dat er extremere situaties kunnen ontstaan wat textuur en os-gehalte betreft. Doordat de concentraties aan zware metalen nauw verbonden zijn met deze bodemparameters, kunnen er ook hogere piekconcentraties gemeten worden. Deze pieken kunnen belangrijke gevolgen hebben naar de vegetatie toe. Wanneer er gewerkt wordt met mengstalen van bodemonsters die genomen zijn over het hele terrein, kan er een uitgemiddeld en vertekend beeld van de verontreiniging ontstaan.

3.3. Oppervlakte baggergronden in functie van de afstand en de tijd

Op basis van de criteria voor aërobe en anaërobe bodemstalen van baggergronden konden er met zekerheid 190 ha verontreinigde baggergronden afgeleid worden. In figuur 3.7. wordt de oppervlakte uitgezet in functie van de relatieve ligging van de baggergronden t.o.v. de Bovenschelde. Uit de figuur blijkt dat de helft van de verontreinigde baggergronden zich binnen 1/4 van de totale afstand van de Bovenschelde bevindt, namelijk in het stroomafwaartse deel vanaf de brug van Eke. Vijfenzeventig procent van de baggergronden liggen in het stroomafwaartse deel van Oudenaarde, ongeveer de helft van de totale lengte van de Bovenschelde. Er zijn 3 plaatsen met een duidelijke clustering van baggergronden, nl. net stroomafwaarts van de monding van het kanaal Kortrijk-Bossuit, ter hoogte van de Rijtmeersen in Oudenaarde en het hele gebied stroomafwaarts van de brug van Eke. Er is dus zeker geen sprake van een gelijkmatige geografische spreiding van de baggergronden. Er is geen duidelijke verklaring voor de grote oppervlakte aan baggergronden in het stroomafwaartse deel vanaf Eke-brug. Het is niet ondenkbaar dat een aantal baggergronden dicht bij Gent aangelegd werden met slib dat in Gent gebaggerd werd.

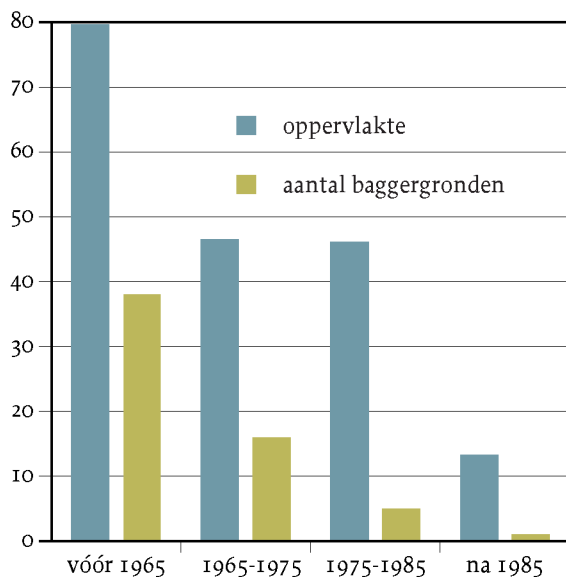
Wanneer de oppervlakte aan verontreinigde baggergronden uitgezet wordt in functie van het tijdstip waarop de baggergronden aangelegd werden (figuur 3.8), dan blijkt dat meer dan 1/3 van de verontreinigde baggergronden al vóór 1965 aangelegd werd. In de daaropvolgende 20 jaar werd iets minder dan 100 ha baggergronden aangelegd. Dit was ook de periode waarin de recht-trekkings- en profielverruimingswerken werden uitgevoerd. De grote oppervlakte aan infrastructuurspecie-

verontreinigde
baggergronden
(ha)



Figuur 3.7. Cumulatieve verdeling van de verontreinigde baggergronden in functie van de relatieve ligging t.o.v. de Bovenschelde

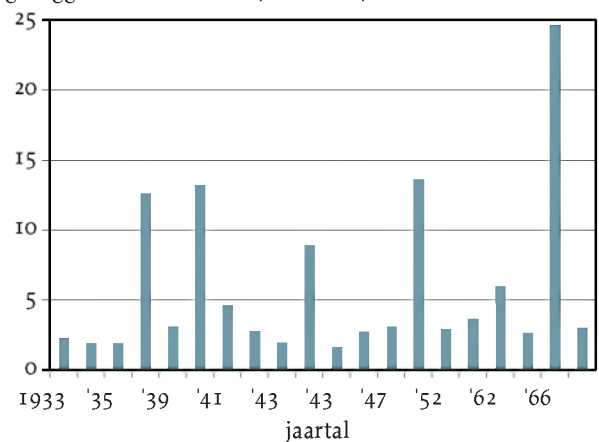
storten die als gevolg hiervan aangelegd werden, zijn niet in deze grafiek weergegeven. In de grafiek wordt ook het aantal stortterreinen weergegeven. De gemiddelde oppervlakte van een baggergrond vóór 1965 bedroeg 2,1 ha. De baggergronden die in de volgende 10 jaar aangelegd werden, waren gemiddeld iets groter, nl. 2,9 ha. Tussen 1975 en 1985 waren de baggergronden merklijk groter: de gemiddelde oppervlakte bedraagt 9,2 ha. Na 1985 werd er maar 1 nieuwe baggergrond aangelegd langs het Vlaamse traject van de Bovenschelde.



Figuur 3.8. Verdeling van de oppervlakte (ha) van en aantal verontreinigde baggergronden over 4 tijdsklassen

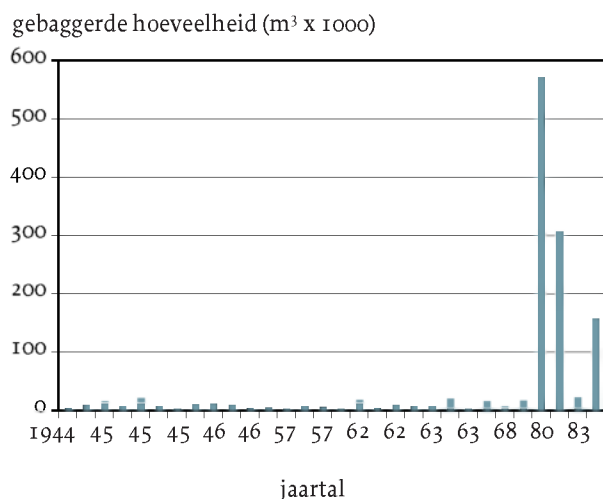
De archieven van awz afdeling Bovenschelde in Kortrijk en Gent werden geraadpleegd om na te gaan of er bruikbare gegevens uit de dossiers van uitgevoerde baggerwerken afgeleid kunnen worden. In figuur 3.9. worden de gegevens voor de Bovenschelde tussen Spiere-Helkijn en de sluis van Kerkhove getoond. Er worden telkens kleine hoeveelheden slib verwijderd op specifieke plaatsen, nl. aan de sluis van Kerkhove en Spiere, en aan de monding van het kanaal Kortrijk-Bossuit. Slechts 1 keer wordt er een traject gebaggerd, dit is meteen de verklaring voor het baggerwerk met een hoeveelheid van 25.000 m³.

gebaggerde hoeveelheid (m³ x 1000)



Figuur 3.9. Hoeveelheden gebaggerd materiaal in functie van de tijd voor het stroomopwaartse deel van de Schelde vanaf de brug van Kerkhove.

Uit figuur 3.10. blijkt dat dit ook zo was in het stroomafwaartse gedeelte vanaf de sluis van Kerkhove tot 1968, maar dat er na 1980 een aantal zeer grote baggerwerken uitgevoerd werden, waarbij zeer grote hoeveelheden slib verwijderd werden. Deze baggerwerken vonden plaats na de rechtekkings- en profielverruimingswerken. Er werden geen dossiers gevonden van baggerwerken tussen 1968 en 1980. Door de grote hoeveelheden slib die na 1980 ineens geborgen moesten worden, werden er grotere baggergronden aangelegd, waarvan de bergingscapaciteit optimaal benut werd. Dit staat in schril contrast met de oudere baggergronden: de kleine hoeveelheden slib die vroeger gebaggerd werden, zijn een verklaring voor de lagere gemiddelde oppervlakte van baggergronden, en de beperkte dikte van de meeste oudere baggergronden (zie hoofdstuk 5). Na 1975 werd er blijkbaar systematischer gebaggerd, dus niet meer op welbepaalde discrete punten. Deze gewijzigde manier van baggeren moet eveneens beschouwd worden bij het interpreteren van de resultaten van de bovenstaande statistische verwerking.



Figuur 3.10. Hoeveelheden gebaggerd materiaal in functie van de tijd voor het deel van de Schelde tussen de brug van Kerkhove en Gent

3.4. Besluit

Bodemeigenschappen

Een eerste belangrijk besluit is het feit dat de geselecteerde bodemeigenschappen om baggergronden te herkennen blijkbaar variëren in functie van het tijdstip wanneer de baggergrond werd aangelegd. Dit bleek uit de analyse van de totale dataset van de aërobe baggergronden, en uit de bijkomende analyse van de stalen van de baggergronden die stroomafwaarts van Vurste liggen. Voor osdikte en c/s enerzijds en $CaCO_3$ anderzijds werd er voor de totale dataset wel een significante afname resp. toename van het gemiddeld gehalte in functie van het tijdstip van de aanleg van de baggergrond vastgesteld. Op de deeldataset van de baggergronden die stroomafwaarts van de Teerlinkput in Vurste liggen werd dit enkel bevestigd voor osdikte. De afname van c/s en $CaCO_3$ kunnen beschouwd worden als logische effecten van bodemvormende factoren: sulfiden worden door de oxidatie van het baggerslib omgezet in sulfaten, die uitspoelen. $CaCO_3$ wordt door bodemverzuring afgebroken. Het is echter ook mogelijk dat beide parameters in het onderwaterbodem materiaal zelf gewijzigd zijn. Het is logischer de afname van osdikte in functie van de tijd te verklaren door een veranderde onderwaterbodem dan door bodemvormende processen. Door de hoge initiële os-gehalten van baggergronden net na het opspuiten moet er een grote hoeveelheid os aan de bodem toegevoegd worden om een significante stijging te veroorzaken. Slib dat vóór 1965 gebaggerd werd, bevatte dus waarschijnlijk een hogere hoeveelheid os. Dit kan te maken hebben met de gewijzigde manier van baggeren. Vroeger werd er op discrete punten met een belangrijke sedimentatie (o.a. sluizen) gebaggerd, terwijl bij recente baggerwerken grotere trajecten gebaggerd werden.

Bij het uitvoeren van ANOVA in functie van de factor plaats bleek er voor geen enkele bodemeigenschap een significante invloed te zijn. Voor de parameters EC en Osdikte werden er echter wel significant hogere gehalten gemeten in het gebied stroomafwaarts van de Teerlinkput in vergelijking met het gebied stroomopwaarts van Kerkhove-brug voor de deeldataset van baggergronden aangelegd vóór 1965. Er kan algemeen besloten worden dat de geselecteerde bodemeigenschappen om baggergronden te herkennen voor het gehele gebied van de Bovenschelde bruikbaar zijn, behalve de parameters EC en Osdikte.

Zware metalen in functie van de tijd

Wanneer de gegevens voor de zware metalen uitgezet werden in functie van de 4 tijdsperioden, bleek er alleen voor Pb en Cu een duidelijke daling op te treden, terwijl voor Zn lagere gehalten na 1975 gemeten werden. Voor Cr en Cd werden er gemiddeld gezien hoger gehalten gemeten tussen 1965 en 1975 dan in de periode ervoor en erna. In de dataset is er echter een vrij ongelijke verdeling over de tijds- en afstandsklassen. Daarom werd de analyse opnieuw uitgevoerd voor alle baggergronden die zich stroomopwaarts van Vurste bevinden. Voor dit gebied waren er voldoende gegevens voor elke tijdsklasse. Wanneer deze baggergronden opgesplitst werden naargelang ze vóór of na 1965 aangelegd werden, bleek dat alleen het Pb- en Cu-gehalte significant veranderde. Het Pb-gehalte daalde van gemiddeld 384 naar 223 mg/kg droge grond.

Zware metalen i.f.v. ligging van de baggergrond

Bij de analyse van de gemeten gehalten aan zware metalen in functie van de ligging van de baggergrond bleek dat de gehalten voor Cd, Cr, Cu, Pb en Zn het hoogst lagen in het stroomafwaartse deel vanaf Vurste. Voor Cd, Zn en Cr werden ook hogere gehalten gemeten in het stroomopwaartse deel vanaf Kerkhove-brug in vergelijking met het tussenliggende deel van de Bovenschelde. Ook hier werd de ongelijke verdeling van de punten over de klassen als een beperking gezien, en daarom werd de analyse herhaald voor alle storten die vóór 1965 aangelegd werden. De gehalten voor alle zware metalen lagen significant hoger in het stroomafwaartse deel vanaf Vurste t.o.v. het stroomopwaartse deel.

Resultaat

Een eerste belangrijk besluit is dat er enkel voor Pb sprake is van een belangrijke afname van de gevonden gehalten t.o.v. de gehalten vóór 1965. Pb wordt sterk gebonden aan os, en uit 3.1.2. bleek dat het os-gehalte significant hoger lag in het slib dat gebaggerd werd vóór

1965. Het feit dat er geen significante verschillen gevonden werden voor Cd, Cr en Zn betekent dat het slib dat vóór 1965 gebaggerd en gestort werd in veel gevallen ook sterk verontreinigd was met Cd, Cr en Zn, en hetzelfde geldt nu nog steeds. Geografisch gezien is vooral het stroomafwaartse deel vanaf Vurste een probleemgebied omdat hier enerzijds heel wat verontreinigde baggergronden liggen (50 % van de baggergronden ligt in 25 % van het gebied) en dat de verontreiniging van deze baggergronden gemiddeld een stuk hoger is dan voor de meer stroomopwaarts gelegen baggergronden.

Hoofdstuk 4 Organische verontreiniging op baggergronden

De stalen van een aantal baggergronden werden eveneens geanalyseerd op een aantal organische polluenten. De bedoeling van deze analyses was niet om een systematisch beeld te krijgen van de mogelijke organische verontreiniging van de baggergronden langs de Boven-schelde, maar om voor een aantal stalen waarbij zware verontreiniging met zware metalen vastgesteld werd, ook een idee te hebben van de organische verontreiniging.

De 10 stalen zijn afkomstig van 8 verschillende baggergronden die zich situeren binnen een straal van 5 km t.o.v. van de intersectie van de Boven-schelde met de ringvaart in Zwijnaarde. De stalen werden gedroogd bij 105 °C en werden daarna geanalyseerd op minerale olie (MO) volgens AAC3/R, 10 poly-aromatische koolwaterstoffen (PAKS) volgens AAC3/B, en 7 poly-chloorbifenylen (PCBS) volgens AAC3/A.I. zoals vermeld in het afvalstoffenanalysecompendium van OVAM.

Er zijn weinig gegevens bekend over de verontreiniging van het sediment en het baggerslib van de Boven-schelde. In de 20 stalen die in het kader van de karakterisatie van de onderwaterbodems van de Boven-schelde werden genomen (Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, 1998a), werden afwijkende tot sterk afwijkende gehalten aan PCBS gemeten. Voor PAKS werden er in vergelijking met de PCBS meer sterk afwijkende concentraties gemeten. Voor MO werden vrij uiteenlopende gehalten gemeten.

4.1. Minerale olie

Bij het vergelijken van de gemeten gehalten aan MO met de saneringsnormen van VLAREBO blijkt dat slechts in 2 van de 10 stalen het VC1&2 overschreden wordt. Bij 2 punten werd zowel de aërobe als de anaërobe sliblaag bemonsterd. Bij beide punten lag het gehalte minerale olie (MO) duidelijk lager in de aërobe laag. Deze daling van het gehalte MO bij oxidatie werd ook vastgesteld door Vandecasteele (1996) op een baggergrond in Menen.

4.2. PAKS

Wanneer de gemeten gehalten aan PAKS vergeleken werden met de saneringsnormen van VLAREBO, dan bleek dat fenantreen bij alle stalen in verontreinigende concentraties (> BSN1&2) voorkomt. Bij 4 stalen liggen de gemeten waarden merkelijk hoger (> BSN4). Bij deze stalen werden ook verontreinigde concentraties aan benzo(b)fluorantheen, benzo(a)pyreen, fluorantheen en indeno(1,2,3-cd)pyreen gemeten, terwijl dit bij de andere stalen niet zo was. Bij geen enkel of slechts één staal werd verontreiniging met naftaleen, benzo(a)anthra-ceen, chryseen, benzo(k)fluorantheen en benzo(ghi)-peryleen vastgesteld. Bij de 2 punten waar zowel de aërobe als de anaërobe sliblaag bemonsterd werd, lag het PAK-gehalte meer dan de helft lager in de aërobe laag. Leyman & Lust (2000) vonden op een verontreinigde baggergrond dat vooral fenantreen en benzo(a)pyreen voor verontreiniging zorgden in vergelijking met de andere PAKS.

4.3. PCBs

Er bestaan BSN voor minerale olie en voor de PAKS, maar niet voor PCBs. Er zijn echter wel VLAREA-normen voor PCBs voor wat betreft het hergebruik van afvalstoffen als niet-vormgegeven bouwstof en als bodem. De norm voor niet-vormgegeven bouwstof werd in geen enkel staal overschreden, maar de norm voor hergebruik als bodem werd in alle stalen overschreden. Algemeen kan gesteld worden dat de gemeten PCB-gehalten laag liggen.

4.4. Besluit

In tabel 4.1. wordt de indeling van de stalen in verontreinigingsklassen volgens het normeringsstelsel van VLAREBO voor Cd, Cr, Zn, MO en PAKS weergegeven. Op bijna alle punten worden de gemeten gehalten aan zware metalen in een hogere verontreinigingsklasse ingedeeld. Steeds worden Zn en Cr als meest verontreinigend beschouwd. Slechts op 1 punt is de verontreiniging met MO belangrijker.

Tabel 4.1. Verontreinigingsklasse volgens vlarebo voor 10 stalen van baggergronden (9: < AW, 0: > AW en < VC1&2, 1: > VC1&2, 2: > BSN1&2, 3: > BSN3, 4: > BSN4, 5: > BSN5)

Bodemmonstercode	Cr	Zn	Cd	MO	PAKS
280597ZW1103OXYI	5	4	3	0	2
280597ZW1103REDI	5	4	3	0	2
280597ZW1203OXYI	5	4	3	0	2
271099OSM402OXYI	4	4	2	0	2
120598MEM301OXYI	2	2	2	0	2
010999SEPMO2OXYI	2	4	2	9	2
020797ZPT205OXYI	5	4	3	0	2
240697ZPT101OXYI	1	0	9	5	3
240697ZPT101REDI	5	4	3	3	3
170698LMM401OXYI	5	4	3	0	2

Bij een vergelijking tussen de toxiciteit van zware metalen in een aquatisch (bijv. de onderwaterbodem) en een terrestrisch ecosysteem (bijv. een baggergrond) is reeds herhaaldelijk gebleken dat Cd zich vooral ophoopt in terrestrische ketens, terwijl bijvoorbeeld PCB's vooral in aquatische ecosystemen hoge concentraties bereiken (Hendriks *et al.*, 1997).

Door de Haan *et al.* (1998) werd een experiment uitgevoerd met verontreinigd baggerslib met een kleitextuur, dat in lagen met variërende diktes werd gestort. Na een jaar was er geen duidelijke afname van PAKS in de baggergrond, maar er werd wel 45 % reductie van het gehalte aan minerale olie vastgesteld. Er was geen relatie tussen de gebruikte laagdikte en de afbraak van minerale olie. Na 3 maand was er al een volumereductie van 45 tot 50 % t.o.v. de oorspronkelijke laag.

Leyman & Lust (1998) besluiten na een gedetailleerd onderzoek op een verontreinigde baggergrond langs het kanaal Gent-terneuzen dat PAKS niet gemakkelijk blijken te accumuleren doorheen de voedselketen. Voor PCBs werden wel hoge bioconcentratiefactoren in dierlijke organismen gevonden, maar de gemeten bodemgehalten op het proefterrein waren eerder laag. De aanwezigheid van *Salix alba* bleek geen positief invloed te hebben op de afbraak van PAKS, en er wordt door de auteurs verondersteld dat de aanwezigheid van bomen de afbraak van PAKS door foto-oxidatie eerder vertraagt.

Vandecasteele (1996) stelde vast dat bij regenwormen die gedurende een maand leefden in materiaal van baggergronden met een gehalte aan MO hoger dan 2100 mg/kg droge grond, verhoogde concentraties aan MO in de weefsels gemeten werden. In de bladeren van *Salix fragilis* werden geen verhoogde concentraties aan MO gemeten.

Bij het uitvoeren van de inventarisatie van de baggergronden werd er voor geopteerd om in eerste instantie

vooral de bodemverontreiniging met zware metalen te onderzoeken. Uit de beperkte gegevens die hier voorgesteld worden blijkt dat de verontreiniging met zware metalen hoger ingeschat moet worden dan de organische verontreiniging van de baggergronden langs de Bovenschelde. Uit literatuurgegevens blijkt dat de meeste van deze organische polluenten sterk hydrofoob zijn, waardoor ze dus in zeer geringe mate (via water) door planten opgenomen worden. Zware metalen (anorganische polluenten) zijn echter wel plantbeschikbaar in de bodem en vormen dus een groter risico. Er wordt algemeen aangenomen dat de organische polluenten bij de landberging van baggerspecie (die oxidatie van de baggerspecie veroorzaakt) in min of meerder mate afgebroken worden door verschillende processen. De snelheid van deze afbraakprocessen is afhankelijk van talrijke factoren en kan moeilijk ingeschat worden via laboproeven. Zware metalen daarentegen kunnen alleen uit een baggergrond verdwijnen via opname door plant of dier of door uitspoeling naar het grondwater.

Hoofdstuk 5 Geografische resultaten van de inventarisatie en gebruik van de bodemkaart als bron

5.1. Inleiding

In dit hoofdstuk wordt dieper ingegaan op de geografische resultaten van de inventarisatie. Er wordt ook uitgebreid besproken in welke mate de Bodemkaart van België kan gebruikt worden om oude baggergronden terug te vinden en wat de actuele betrouwbaarheid van de bodemkaart in dit gebied is. Het studiegebied werd hier ruimer genomen dan in de voorgaande hoofdstukken: naast het traject van de Bovenschelde tussen Spiere-Helkijn en de stuw van Gentbrugge werd ook het daarop aansluitende deel van de Zeeschelde tussen de stuw van Gentbrugge en de Ringvaart in Melle mee bestudeerd. De eerste resultaten voor dit laatste gebied werden besproken door Vandecasteele *et al.* (1999).

5.1.1. Belgische bodemkartering

De Belgische Bodemkartering startte in de jaren '50 met als doel de landbouwkundige productie te verhogen (Dudal, 1998). Er werden gemiddeld 2 boringen per ha uitgevoerd en per punt werd er een morfogenetische classificatie van het profiel gedaan. De kartering gebeurde op basis van een kaart op schaal 1:5.000. De bodempolygonen werden afgelijnd door eenvoudige visuele puntinterpolaties. Kunstmatige gronden (opgehoogde, vergraven en bebouwde terreinen, groeven) werden ook gekarteerd, en deze terreinen werden afgelijnd op basis van de perceelsgrenzen. Het eindresultaat was een reeks kaartbladen op schaal 1:20.000.

In de jaren '90 werd de Belgische Bodemkaart gedigitaliseerd en het coördinatensysteem werd omgezet naar het Lambert-72-systeem. Bij de oorspronkelijke kaarten werd het Bonne-coördinatensysteem gebruikt. De digitale bodemkaarten worden steeds meer gebruikt voor milieustudies op regionale schaal, terwijl het oorspronkelijke doel van de kaart het optimaal gebruik van de productiefactoren op bedrijfsniveau was.

Naast de digitalisatie werd er recent ook onderzoek uitgevoerd naar de bruikbaarheid en de betrouwbaarheid van de bodemkaartinformatie. Van Meirvenne (1998) stelt dat de kaartzuiverheid voor bodemtextuur tussen 50 en 60 % ligt en besluit dat de informatie van de bodemkaart eerder voorspellend dan beschrijvend is. Boucneau (1998) onderzocht de betrouwbaarheid van de Bodemkaart voor de zeepolders en het Plateau van Izenberge en besloot dat de bodemkaart voor beide gebieden niet langer betrouwbaar was om karakteristieken van het grondwater te voorspellen als gevolg van watertafelwijzigingen door menselijke ingrepen.

5.1.2. Productie van bakstenen in de alluviale vlakte

Het afgraven van klei voor baksteenproductie in de alluviale vlakte wordt kort door verschillende auteurs beschreven (De Loose, 1996; Kongs, 1999; van Strydonck & de Mulder, 2000) en wordt vermeld in de verklarende tekst bij verschillende kaartbladen van de bodemkaart (IWONL, 1963a, 1963b, 1965, 1971, 1976). De uitgebrikte percelen worden ook aangegeven op de bodemkaarten zelf. In het stroomopwaartse deel vanaf Oudenaarde werden er geen klei-afgravingen gekarteerd. De afwezigheid van steenbakkerijen in dit deelgebied werd ook beschreven door Daels *et al.* (1991). Het produceren van bakstenen startte in de 11e eeuw en bereikte een hoogtepunt in het begin van de 20e eeuw. Daels *et al.* (1991) en van Strydonck & de Mulder (2000) stellen dat meer dan de helft van het alluvium tussen Gent en Oudenaarde uitgebrikt werd.

5.2. De a priori bruikbaarheid van de Bodemkaart

Een belangrijke eigenschap van de bodemkaart als bron is de beschikbaarheid van gebiedsdekkende informatie. De polygoongrenzen voor de natuurlijke bodemeenheden werden bepaald door puntinterpolatie, maar de begrenzing van de kunstmatige gronden (waartoe ook de opgehoogde terreinen behoren) zijn gebaseerd op de perceelsgrenzen. De vorm van deze polygonen is een correcte weergave van de veldsituatie ten tijde van de bodemkartering. Het terreinwerk voor de bodemkartering in het studiegebied werd uitgevoerd tussen 1962 en 1966. Er kan verondersteld worden dat de informatie over de kunstmatige gronden weergegeven op de bodemkaart een betrouwbare weergave is van de terreinsituatie op het tijdstip van de kartering.

In de begeleidende teksten bij de kaartbladen van het studiegebied wordt het bestaan van baggerslibstorten dicht bij de Bovenschelde beschreven (IWONL, 1963a, 1963b, 1965, 1971, 1976). Deze baggerslibstorten werden

gekarteerd als opgehoogde terreinen. In een eerste analyse wordt de clustering van de opgehoogde terreinen langs of bij de rivier bestudeerd. Rond de as van de Bovenschelde wordt telkens een buffergebied afgebakend binnen een afstand variërend van 100 tot 2500 m. Van deze buffers wordt de oppervlakte berekend en de oppervlakte aan opgehoogde terreinen binnen dit buffergebied wordt procentueel uitgedrukt. De berekende percentages worden in tabel 5.1 gegeven. Eerst wordt de oppervlakte aan opgehoogde terreinen uitgedrukt t.o.v. de totale oppervlakte van de buffer, daarna gebeurt dit opnieuw waarbij alle bebouwing geweerd wordt bij de berekening van de bufferoppervlakte. Uit de tabel valt af te leiden dat hoe dichter de buffer aansluit bij de as van de rivier, hoe groter het procentueel aandeel wordt van de opgehoogde terreinen. Bij het weren van de bebouwing uit de buffer blijkt dat 1 op 5 ha binnen een afstand van 100 m van de Bovenschelde een opgehoogd terrein is. Deze resultaten bewijzen dus dat er een clustering is van opgehoogde terreinen langs de Bovenschelde op de bodemkaart. Er kan besloten worden dat het aangewezen is om deze terreinen te controleren of het hier gaat om baggergronden.

Tabel 5.1. Oppervlakte van de opgehoogde terreinen volgens de Belgische Bodemkaart procentueel uitgedrukt t.o.v. de oppervlakte van de buffer

breedte buffer (m)	% opgehoogde terreinen	% opgehoogde terreinen (zonder bebouwing)
100	14	19
250	11	14
500	7	9
1000	4	5
2500	2	2

5.3. Inventarisatie

Gebaseerd op diverse bronnen werden er in de periode mei 1997- mei 2000 300 ha baggergronden en 260 ha infrastructuurspeciëstorten gekarteerd. Op ongeveer 140 ha werden er geen boringen uitgevoerd omdat het om reeds bebouwde terreinen ging of werd er vastgesteld dat de terreinen opgehoogd werden met ander materiaal. Tijdens de inventarisatie bleek dat 174 ha opgehoogde terreinen volgens de bodemkaart effectief baggergronden of infrastructuurspeciëstorten zijn. Een belangrijk deel van de opgehoogde terreinen aangegeven op de bodemkaart kon echter niet gecontroleerd worden, omdat ze ondertussen bebouwd waren. Op verschillende uitgebikte terreinen werden zeer natte bodemomstandigheden aangetroffen. Bepaalde profielen werden zelfs gekenmerkt door hoge concentraties aan baksteenresten en –stof.

5.4. Wijzigingen van de bodemeigenschappen in de alluviale vlakte van de Bovenschelde

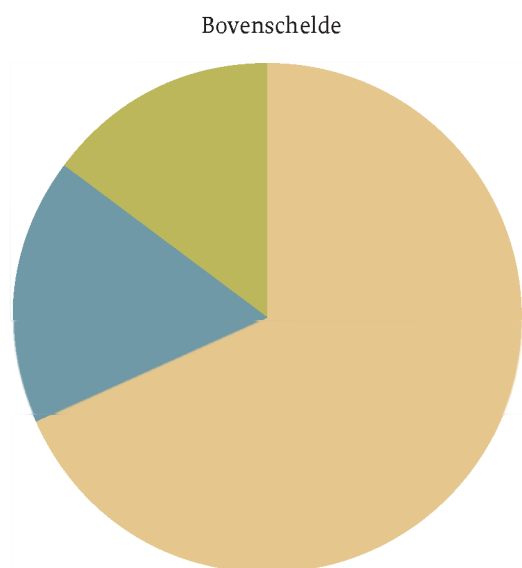
De alluviale vlakte van het stroomopwaartse deel van de Bovenschelde werd afgelijnd als het geheel van de polygonen met een kleitextuur (symbool ϵ) of zware kleitextuur (symbool v) volgens de Belgische textuurdriehoek zoals aangegeven op de bodemkaart. De percelen die aangeduid staan als bebouwde terreinen werden buiten beschouwing gelaten. De definitie van bebouwde terreinen is vrij ruim en gaat van dijken en waterwegen tot huizen. Tussen de grens van het Vlaamse Gewest en de intersectie met de Ringvaart in Melle werd een gebied van 1696 ha gekarteerd met een kleitextuur, en 853 ha met een zware kleitextuur. Naast dit gedeelte van de alluviale vlakte die relatief ongewijzigd is gebleven, werd 632 ha (17 %) sterk antropogeen beïnvloed, namelijk door kleiafgravingen. Op het moment van de bodemkartering werd reeds 553 ha (15%) gekarteerd als opgehoogde terreinen. De oppervlakkige klei-ontginning is een activiteit die voornamelijk plaatsvond in het stroomafwaartse deel vanaf Oudenaarde. Daarom werd bij een tweede berekening het gebied beperkt tot de alluviale vlakte stroomafwaarts van Oudenaarde. De verdeling van het gebied over de verschillende bodemtypes wordt in figuur 5.1. gegeven.

De situatie is ondertussen sterk veranderd en de bodemkaart moet daarom geactualiseerd worden. Een eerste belangrijke verandering is de calibratie van de Bovenschelde voor schepen tot 2000 ton. Daartoe werd het rivierprofiel verbreed en verdiept. Deze antropogene ingreep ging gepaard met een immens grondverzet. Het uitgegraven bodemmateriaal werd gebruikt om de natere percelen die ontstaan waren door de klei-ontginning op te hogen. Als gevolg van de calibratie werden baggerwerken met een hogere frequentie uitgevoerd en de gebaggerde hoeveelheden namen toe. Het baggerslib werd hoofdzakelijk aan land geborgen.

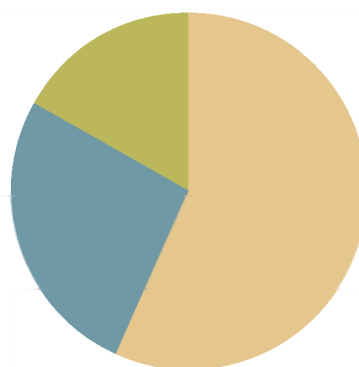
De calibratie van de Bovenschelde veroorzaakte een direct oppervlakteverlies van de alluviale vlakte met 56 ha (1,5 %). Het landbergen van infrastructuurspecie, baggerslib en andere afvalprodukten nam toe met 337 ha (9%) sinds de bodemkartering. Hierdoor nam het aandeel van de alluviale vlakte en de uitgebikte terreinen af. Een aantal andere gevolgen van de calibratie van de rivier waren de gedeeltelijke verdroging van het bodemprofiel en veranderingen in het landgebruik.

De verdeling van het studiegebied over de verschillende bodemtypes werd opnieuw berekend voor de stroomafwaartse deel vanaf Oudenaarde. Voor het gebied zonder de reeds bebouwde terreinen bleek dat 52 % het oorspronkelijke bodemprofiel behouden had, terwijl 28 %

opgehoogd werd met materiaal van verschillende oorsprong. 250 ha of 26 % van de opgehoogde terreinen zijn verontreinigde baggergronden. De terreinen die sinds de klei-ontginning geen verandering van het bodempofiel meer ondergingen, maken 20 % uit van het terrein. De actuele situatie wordt in figuur 5.2. getoond. Figuur 5.3. toont de huidige situatie voor een gedeelte van het stroomafwaartse deel van het gebied vanaf Oudenaarde.



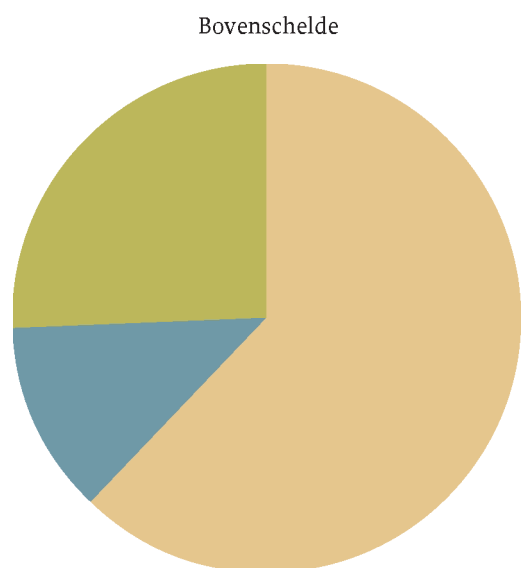
Bovenschelde tussen Oudenaarde en Gent



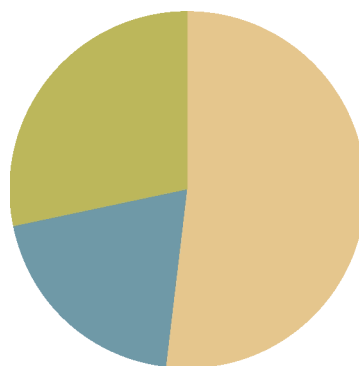
Figuur 5.1.
Verdeling van de alluviale vlakte over de 3 klassen tijdens de bodemkartering (1962-1966)

35

■ uitgebrikt
■ opgehoogd
■ alluviale vlakte



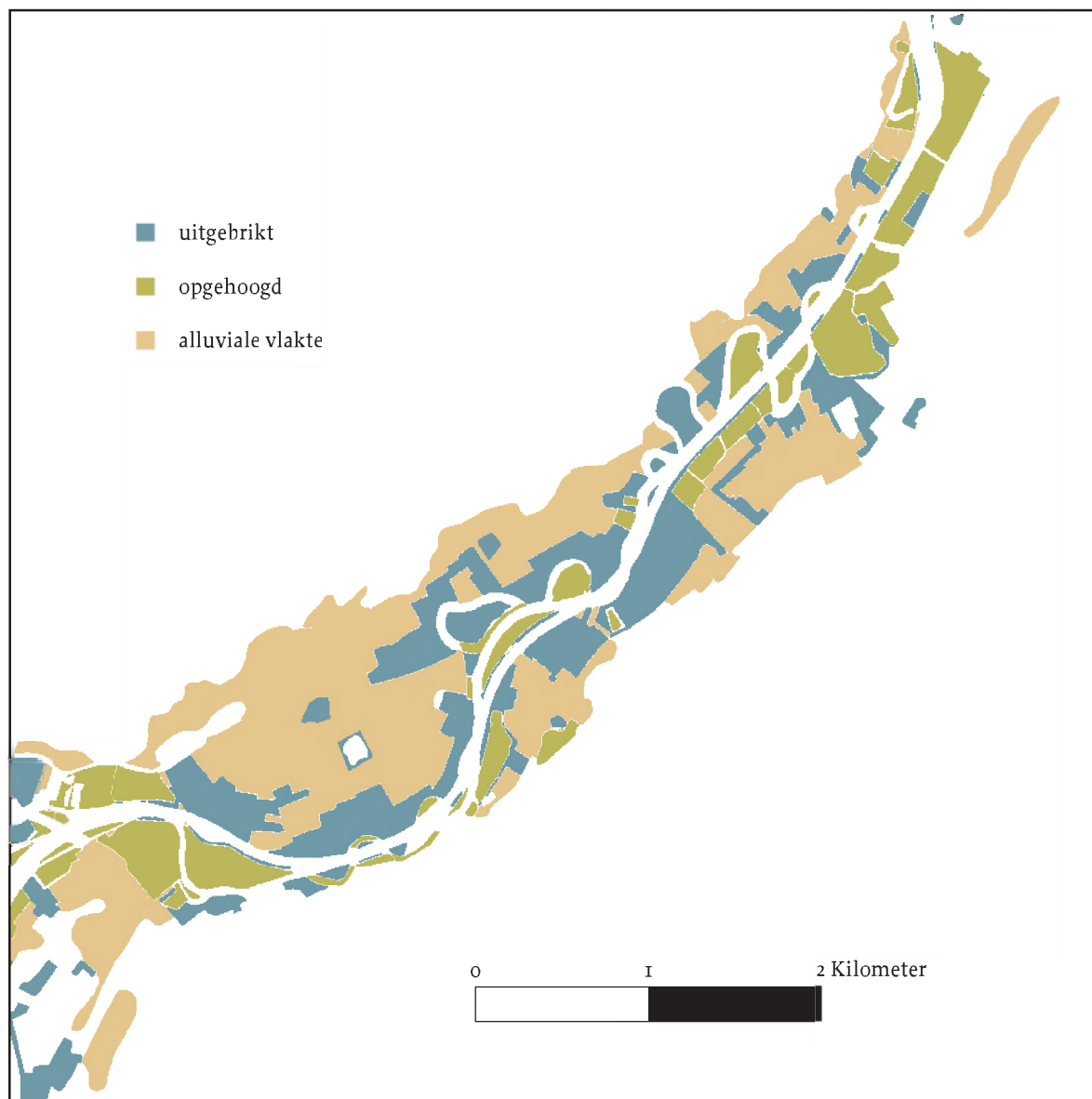
Bovenschelde tussen Oudenaarde en Gent



Figuur 5.2.
Huidige verdeling van de alluviale vlakte over de 3 klassen

■ uitgebrikt
■ opgehoogd
■ alluviale vlakte

Figuur 5.3.
Deel van het
gekarteerde
gebied in het
stroomafwaartse
deel vanaf
Oudenaarde



5.5. Eigenschappen van de baggergronden

De resultaten van de inventarisatie tonen een sterke geografische versnippering van de verontreinigde baggergronden. De oppervlakte van de baggergronden varieert tussen 0,2 en 20 ha, en de gemiddelde oppervlakte bedraagt 2,4 ha. Bij 190 van de 260 punten (73%) waar er bodemverontreiniging werd vastgesteld, bleek dat de verontreinigde laag aan de oppervlakte ligt. Voor de totale oppervlakte aan terreinen met een dagzomende verontreinigde laag was de dikte van de laag voor 11 % van de punten tussen 0-25 cm, voor 13 % tussen 25-50 cm en voor 28 % tussen 50-75 cm. De dikte van de verontreinigde sliblaag bedroeg meer dan 1 m bij 35 % van de punten. Zoals reeds eerder aangegeven, wordt het verontreinigingscriterium voor bos, natuur en landbouw van het bodemsaneringsdecreet als maat voor de verontreiniging gebruikt.

5.6. Besluit

Het doel van de inventarisatie is het vinden van oude en recente baggergronden langs de Bovenschelde. De Bodemkaart van België werd gebruikt als een 'historische' bron. De bruikbaarheid van de bodemkaart werd 'a priori' vastgesteld op basis van 2 feiten: in de verklarende tekst van verschillende kaartbladen wordt de aanwezigheid van baggergronden langs de waterloop expliciet beschreven, en op de bodemkaarten werd er een belangrijke clustering van opgehoogde terreinen langs de Bovenschelde vastgesteld. Deze opgehoogde terreinen zijn dus potentiële baggergronden, en werden op het terrein gecontroleerd. 90 % van de gecontroleerde terreinen werden als baggergronden herkend op basis van hun bodemeigenschappen. Op basis van andere gegevens en door het vergelijken van verschillende kaarten konden daarnaast nog 236 ha baggergronden, infrastructuurstorten en andere opgehoogde terreinen in kaart gebracht worden.

De alluviale vlakte van het stroomopwaartse deel van de Schelde wordt beschouwd als één van de laatste grote open ruimtes in de provincies West- en Oost-Vlaanderen. Dit gebied heeft grote potenties voor natuurontwikkeling. De menselijke invloed op dit gebied is al meerdere tientallen jaren zeer groot, en de laatste 30 jaar onderging het landschap belangrijke ingrepen, met o.a. gevolgen voor het bodemprofiel. Als gevolg hiervan kan dit landschap vanuit bodemkundig standpunt gedefinieerd worden als zeer dynamisch. De veranderde bodemprofiel eigenschappen hebben geleid tot een veranderd landgebruik met een gewijzigde grondwatertafel en een verhoogde bemesting tot gevolg.

Sinds de Belgische Bodemkartering werden de uitgebrikte gronden met een hoge potentiële natuurwaarde schaarser, terwijl het totaal aantal opgehoogde terreinen steeg tot meer dan 25 % van de totale alluviale vlakte. Daels *et al.* (1991) en van Strydonck & de Mulder (2000) stelden dat meer dan de helft van de alluviale vlakte tussen Gent en Oudenaarde afgegraven was voor baksteenproductie. Deze stelling is slechts gedeeltelijk juist. Gebaseerd op de huidige situatie blijkt dat 20 % van het gebied stroomafwaarts van Oudenaarde uitgebrikt werd en zich nog steeds in deze situatie bevindt, en dat 28 % opgehoogd werd met materiaal van verschillende oorsprong. Het merendeel van de opgehoogde terreinen bevindt zich op voormalig uitgebrikte gronden.

De opgehoogde terreinen worden gekenmerkt door variabele bodemeigenschappen en bodemvochtsituaties. Een groot aantal opgehoogde terreinen wordt gekenmerkt door bodemverontreiniging met zware metalen: door de zware verontreiniging van de Bovenschelde gedurende een lange periode is ook het gebaggerde en landgeborgene sediment verontreinigd. De bodemverontreiniging van baggergronden heeft ook gevolgen voor het landgebruik van deze terreinen.

In Nederland is het onderzoek naar water-, sediment- en bodemkwaliteit intensiever dan in Vlaanderen. In de 'Nieuwe Merwede', een tak van het nationaal park 'Biesbosch' veroorzaakten de Deltawerken sinds 1970 een afzetting van verontreinigde sedimenten waardoor 280 ha semi-terrestrische bodems ontstonden. De hoeveelheid afgezet verontreinigd sediment bedraagt benaderend 1,75 miljoen m³. Het bestudeerde gebied is slechts 18 km lang terwijl het traject van de Schelde dat hier onderzocht werd 65 km lang is. De Nieuwe Merwede is gemiddeld 10 keer breder dan de Bovenschelde. De situatie langs de Bovenschelde is duidelijk verschillend: De 250 ha verontreinigde baggergronden liggen verspreid over de alluviale vlakte. De hoeveelheid landgeborgene baggerslib werd benaderd berekend op 2,5 miljoen m³. In de Nieuwe Merwede had 42 % van het gebied een laag verontreinigd sediment met een dikte

tussen 0-50 cm, en 44 % had een laagdikte tussen 50 en 100 cm. In vergelijking hiermee is de laagdikte gemiddeld gezien groter bij de Bovenschelde. Dit blijkt ook uit de hoeveelheden verontreinigd sediment afgezet of gestort in beide gebieden. De verontreinigde baggergronden langs de Bovenschelde worden echter gekenmerkt door een sterke versnippering en door een lage bergingsefficiëntie. Het streven naar een efficiënte berging van baggerslib houdt in dat er een groot volume slib per oppervlakte-eenheid geborgen kan worden, waardoor het ruimtebeslag beperkt wordt. Bij veel baggergronden blijkt echter dat de laag aangebracht slib zeer dun is. Bij meer dan de helft van de terreinen is de sliblaag dunner dan 75 cm. Bij 73 % van de punten bevond de verontreinigde laag zich aan de oppervlakte. Deze situatie is zeer ongunstig: via planten en bodemfauna kunnen de zware metalen uit de baggergronden gemakkelijker opgenomen worden.

Er kan besloten worden dat het gebruik van de bodemkaart van België in deze studie beperkt moet blijven tot een referentiebeeld van het gebied op het tijdstip van de kartering. Actualisering van de bodemkaart langs de Bovenschelde is aangewezen.

Hoofdstuk 6 Opname van zware metalen door planten

In dit hoofdstuk wordt er een overzicht gegeven van de belangrijkste besluiten die uit de bladstaalnames op baggergronden getrokken werden. Deze bladstaalnames werden uitgebreid beschreven in Vandecasteele *et al.* (2000). Het doel van de bladstaalnames is om na te gaan of er al dan niet hogere gehalten aan zware metalen gemeten worden op verontreinigde baggergronden in vergelijking met niet-verontreinigde situaties.

6.1. Methodiek van de bladstaalnames

Opvallend bij de vergelijking van de verschillende vegetatiegroepen zijn de grote verschillen in de gehalten van de referentie-bladstalen. Bij maïs- en grasstalen en bij de meeste boomsoorten worden zeer lage waarden gehaald, maar bij populier en de verschillende wilgensoorten liggen de blanco-gehalten soms relatief hoog. Dit betekent meteen dat het vergelijken tussen verschillende soorten niet zonder meer kan gebeuren. Het werken met referentie-concentraties in bladstalen moet natuurlijk met de nodige voorzichtigheid gebeuren. Bepaalde soorten nemen zware metalen (en meer algemeen: voedingselementen) op in hun bladeren naarmate er een hogere concentratie aanwezig of beschikbaar is in de bodem. Als bijv. een populier op een niet-verontreinigde bodem een Cd-gehalte in de bladeren heeft van 3 mg/kg ds blad, en een Gewone es heeft op dezelfde locatie een blad-gehalte lager dan 0,35 mg/kg ds blad, dan concentreert populier 10 keer meer Cd in zijn bladeren dan de gewone es (uitgedrukt op droge stof van de bladeren). Toch gaat het hier om een niet-verontreinigde situatie. Dezelfde bladgehalten op een bodem met een Cd-gehalte van 8 mg/kg droge bodem geven eigenlijk een verkeerd beeld. Hier zou er wel kunnen besloten worden dat populier veel meer zware metalen beschikbaar stelt dan de gewone es. Het is daarom interessant om de bladgehalten gemeten op verontreinigde locaties relatief uit te drukken t.o.v. de referentie-gehalten. Hiervoor moeten genoeg stalen verzameld worden op niet-verontreinigde locaties. Edwards *et al.* (1998) besluiten dat passieve biomonitoring, zoals het in situ bemonsteren van organismen meer betekenisvolle resultaten oplevert dan actieve biomonitoring via laboproeven onder sterk gecontroleerde omstandigheden.

6.2. Baggergronden: een probleem van Cd, Zn en Cr in de bodem

Belangrijk bij de evaluatie van de bladgehalten aan zware metalen is het feit dat de bodemverontreiniging van baggergronden langs de Bovenschelde hoofdzakelijk een probleem is (in afnemend belang) van Cr-, Zn-, Cd- en Pb-verontreiniging. Het komt er nu op aan om voor elke vegetatie- of gewasgroep uitspraken te kunnen doen over de effectieve biobeschikbaarheid van deze verontreinigende elementen. Uiteindelijk moet dit leiden tot een uitspraak of er op een bepaald terrein al dan niet verhoogde concentraties aan bepaalde zware metalen in de bladeren vastgesteld worden. Deze informatie zal dan samen met de gegevens over de bodemverontreiniging toelaten een uitspraak te doen over een verantwoord landgebruik voor elke baggergrond.

Belangrijk bij de evaluatie van de bladgehalten is dat Cd vooral zoötoxisch en Zn vooral fytoxisch is.

6.3. Baggergronden: een probleem van Cd en Zn in de bladeren

Bij maïs, populier en verschillende wilgensoorten werd er vastgesteld dat er regelmatig verhoogde en afwijkende bladgehalten aan Cd en Zn gemeten werden. Dit ging meestal gepaard met bodemverontreiniging met dezelfde zware metalen. Voor Cr en Pb bleek dit veel minder het geval te zijn. Cr komt in de baggergronden voor in sterk verontreinigende concentraties, maar is niet beschikbaar voor de bemonsterde planten. Uit DTPA-extracties van stalen van baggergronden werd door Sing *et al.* (1998) besloten dat Zn, Cd en Cu in de kalkrijke baggergronden zeer plantbeschikbaar zijn. Ongeveer 25% van Zn, Cd en Cu was DTPA-extraheerbaar.

In veldomstandigheden werden in de bladstalen van maïs concentraties tot 23 mg Cd/kg ds blad en 1200 mg Zn/kg ds blad gemeten. Bij populier werden concentraties tot 26 mg Cd/kg ds blad en 1700 mg Zn/kg ds blad gemeten. Voor *Salix alba*, *Salix cinerea* en *Salix viminalis* lagen de maximum concentraties respectievelijk rond 26, 30 en 14 mg Cd/kg ds blad en 1600, 2100, en 1000 mg Zn/kg ds blad. Ook op andere baggergronden met een wisselende verontreinigingsgraad werden vroeger reeds verhoogde Cd- en Zn-gehalten bij populier en wilg vast-

gesteld (De Vos, 1994, 1995a en 1995b; Leyman & Lust, 1998). Bij de evaluatie van de bladgehalten aan zware metalen van de verschillende boomsoorten in functie van de bodemverontreiniging werd er steeds gerekend met de bodemeigenschappen van de meest verontreinigde laag tussen de oppervlakte en 200 cm diepte. In de toekomst moet dit model verfijnd worden, rekening houdend met de leeftijd van de bomen en de bewortelingseigenschappen van deze soorten (oppervlakkig, invloed van reductie, ...).

Punshon (1996) besluit uit een potproef met verschillende wilgensoorten en -klonen (o.a. *S. caprea* en *S. viminalis*) gekweekt op verschillende verontreinigde gronden, dat de hoogste concentraties aan Cu en Pb in de wortels gemeten werden, terwijl Cd en Zn mobieler waren in de plant en naar de bladeren getransloceerd werden. Landberg & Greger (1994) vonden bij een experiment gedurende 20 dagen met stekken gekweekt in een hydroponisch systeem Cd-gehalten in scheuten tussen 0 en 8 ppm, bij een oplossing met 1 µM Cd. Punshon (1996) stelde bij een gelijkaardig experiment met verschillende wilgenklonen gehalten in de bladeren tot meer dan 100 mg Cd/kg ds blad vast. De stekken groeiden gedurende 128 dagen in een oplossing waarbij de concentratie gradueel toenam van 1,33 µM tot 13,3 µM Cd.

Bij een veldexperiment op een bodem die regelmatig met zuiveringsslib behandeld werd, werden in de bladeren van verschillende wilgensoorten Cd-gehalten gemeten tussen 11,3 en 14,9 mg / kg ds blad. Deze bladstalen werden genomen in september. Bij de bladstalen die in juli genomen werden, varieerde het Cd-gehalte in de bladeren tussen 5,7 en 11,5 mg / kg ds blad. In de bodem bedroeg het Cd-gehalte 6 mg/kg droge grond (Riddell-Black, 1994). Labrecque *et al.* (1994) besloten uit een potproef gedurende 20 dagen met een behandeling van zuiveringsslib dat de accumulatie van Zn en Cd bij 2 wilgensoorten veel hoger was dan voor de andere zware metalen.

Bij de andere boomsoorten (Gewone es, Zwarte els, Zomereik en Boskers) kon er duidelijk aangetoond worden dat er geen Cd-accumulatie in de bladeren optrad. Ook voor Zn kon geen duidelijke bio-accumulatie in de bladeren aangetoond worden. De Vos (1995b) besluit uit een containerproef met verontreinigd geconsolideerd brakwaterslib dat Zomereik, Zwarte els, Boskers en Gewone es Zn en Cd veel minder accumuleren dan Populier, en dat de accumulatie voor deze soorten lager lag dan bij de referentie-bladstalen van dezelfde boomsoorten, terwijl voor Populier de accumulatie hoger was bij het slibsubstraat dan bij de referentie-bladstalen.

6.4. Bruikbaarheid van bladstalen bij de evaluatie van bodemverontreiniging

Uit deze resultaten kan er een dubbel besluit getrokken worden: enerzijds geven maïs en een aantal boomsoorten via de gehalten in de bladeren een indicatie over de aanwezigheid van verhoogde concentraties aan Zn en Cd in de baggergrond, terwijl andere boomsoorten dit niet doen. *Zea maïs*, *Populus spp.*, en *Salix spp.* kunnen als verklikkers gebruikt worden om verontreinigde baggergronden op te sporen.

Anderzijds leidt de opsplitsing in 2 groepen naar een verschillend risico voor het ecosysteem. Boomsoorten zoals Gewone es, Zwarte els, Zomereik en Boskers vertonen geen afwijkende Cd- en Zn-gehalten in de bladeren op verontreinigde baggergronden. Er gebeurt dus geen verspreiding van Cd en Zn via blad en strooisel. Bij Populier en Wilg kunnen er wel verhoogde bladgehalten gemeten worden aan Cd en Zn op verontreinigde baggergronden. Deze bladeren vormen direct of indirect het voedsel voor een aantal diersoorten. Via de voedselketen kunnen de zware metalen doorgegeven worden en in beperkte mate uit het ecosysteem geëxporteerd worden. Uiteindelijk komen deze bladeren terug op de grond terecht en worden afgebroken tot strooisel en uiteindelijk tot bodemhumus. Bij maïs wordt het bovengronds plantenmateriaal jaarlijks verwijderd en als veevoeder gebruikt. Er gebeurt dus een export van zware metalen.

Bij de evaluatie van de bodemverontreiniging werden de bodemsaneringsnormen en het verontreinigingscriterium van VLAREBO gebruikt. Bij de verwerking van de gegevens bleek dat een aantal bladstalen verhoogde of afwijkende bladgehalten vertoonden, maar dat de gehalten in de bodem de bodemsaneringsnormen niet overschreden. Toch hadden bepaalde bodemstalen gehalten aan zware metalen die duidelijk hoger lagen dan normale waarden in de bodem. In de toekomst zal er met een tussenliggende klasse voor bodemgehalten gewerkt worden, om zo een beter beeld te krijgen op de relatie bodem / blad voor wat de opname aan zware metalen betreft.

6.5. Verkennende bladstaalnames op weiland en hooiland

In mei 2000 werden op 19 plaatsen langs de Boven- en Zeeschelde grasstalen genomen op plaatsen met een aanzienlijke bodemverontreiniging. Het is niet de bedoeling om hier uitgebreid de resultaten te bespreken, maar wel om een algemeen beeld te krijgen van de situatie. De resultaten van de analyses worden in tabel 6.1. gegeven. Op elk bemonsterd punt werd de dominante grassoort op die locatie gedetermineerd en bemonsterd. Enkel voor Pb en Cd werden er normen voor dierlijke voeding (Belgisch Staatsblad, 1987) teruggevonden. Deze normen werden in geen enkel staal overschreden (Cd –norm = 1,14 mg/kg ds, Cu-norm = 45 mg/kg ds). Voor beide metalen werd de detectielimiet slechts in 3 resp. 4 stalen overschreden. Voor de andere gemeten zware metalen kan er gesteld worden dat er eveneens geen afwijkende gehalten gemeten werden.

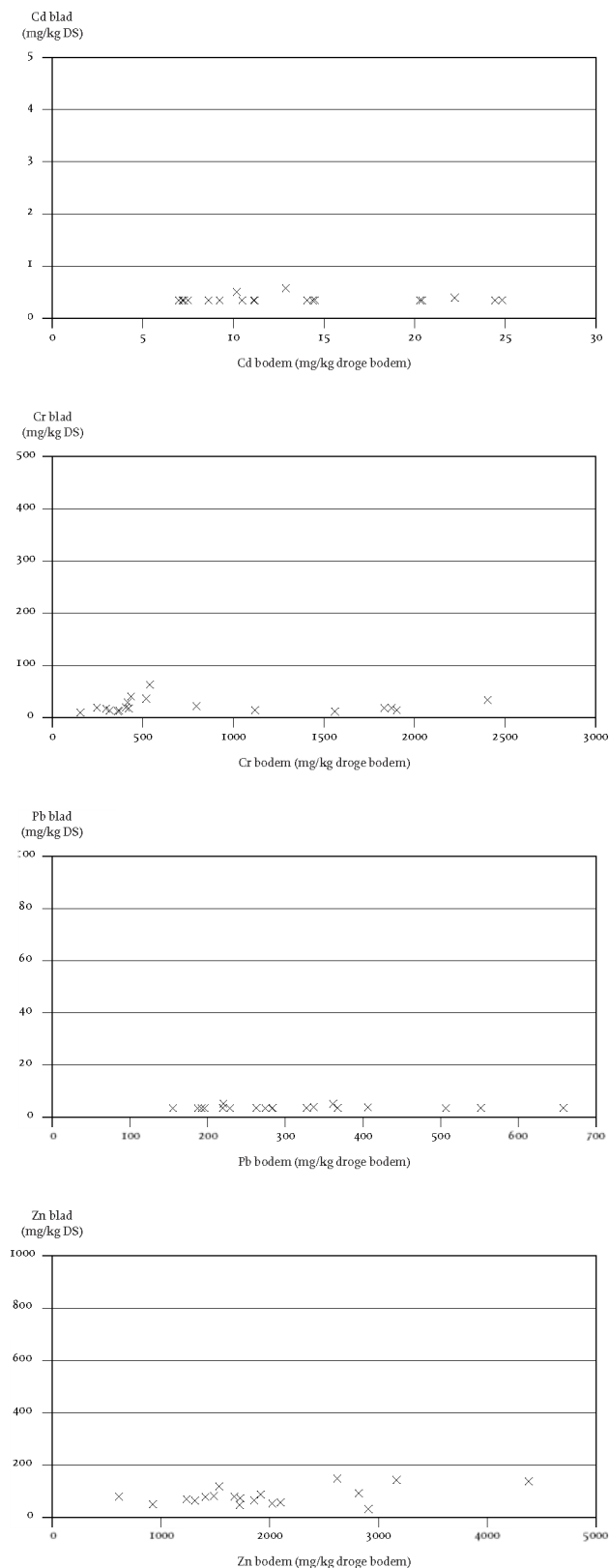
In figuur 6.1. worden de gemeten bladgehalten aan Cd, Pb en Zn uitgezet in functie van de gemeten bodemgehalten in de bovenste laag van het profiel. Uit de figuren kan er duidelijk afgeleid worden dat er geen extra opname is van deze zware metalen in functie van de gemeten bodemgehalten.

Volgens Morthier (1995) liggen normale gehalten voor grassen tussen 29-55 mg Zn/kg ds, 3,4-14 mg Cu/kg ds en 0,13-0,38 mg Cd/kg ds. Deze waarden worden in de bladstalen van de baggergronden vooral overschreden voor Zn. Voor Cd en Cu wordt het normale bereik slechts af en toe licht overschreden. Morthier (1995) voerde een potexperiment onder gecontroleerde omstandigheden uit met raaigras gekweekt op bodemmateriaal van verontreinigde baggergronden. Na 32 dagen werd het plantenmateriaal het eerst geoogst. De gehalten varieerden tussen 92-165 mg Zn/kg ds, 15-22,4 mg Cu/kg ds en 0,05-0,8 mg Cd/kg ds.

Groen *et al.* (2000) stelden vast dat in uiterwaarden waar er bij overstromingen verontreinigd slib afgezet werd, de bioaccumulatiefactor van Cd voor grassen slechts 0,05 bedroeg. Cd werd dus in beperkte mate opgenomen door de grassen.

Tabel 6.1. Gehalten aan zware metalen (mg/kg DS blad) in bladstalen van grassen afkomstig van verontreinigde baggergronden

staalcode	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
gestreepte witbol	<0,35	22,0	14,8	13,7	5,2	78
gestreepte witbol	<0,35	22,0	14,8	13,7	5,2	78
kruipertje	<0,35	33,6	13,5	20,2	<3,50	138
kweekdravik	<0,35	63,0	11,0	30,5	5,1	48
grote vossestaart	<0,35	36,6	16,4	19,1	3,9	74
Italiaans raaigras	<0,35	18,5	6,1	9,2	<3,50	32
Italiaans raaigras	0,40	18,6	12,0	10,4	<3,50	148
Italiaans raaigras	<0,35	14,4	9,3	10,1	<3,50	92
ruw beemdgras	<0,35	13,9	16,8	8,8	<3,50	82
ruw beemdgras	<0,35	12,6	15,6	7,6	<3,50	79
ruw beemdgr., + geknikte vossest.	<0,35	29,3	11,6	13,5	3,8	57
geknikte vossest. + kroppaar	<0,35	13,3	14,9	8,6	<3,50	87
zachte haver	<0,35	18,2	16,0	10,2	<3,50	119
glanshaver	<0,35	9,9	12,7	4,9	<3,50	69
ijle dravik	0,51	14,8	13,5	9,8	<3,50	143
ruw of veldbeemdgras	<0,35	19,2	12,5	11,7	<3,50	50
veldbeemdgras	<0,35	19,6	11,0	10,4	<3,50	65
ruw beemdgras	<0,35	40,6	15,5	21,3	<3,50	64
ruw beemdgras	0,58	17,2	13,2	9,5	<3,50	79
mannagras	<0,35	11,7	9,8	7,6	<3,50	53



Figuur 6.1. Gemeten gehalten aan zware metalen in bladstalen van grassen in functie van de bodemgehalten in de bovenste laag.

Jones & Johnston (1989) analyseerden grasstalen van een langlopende bemestingsproef in Rothamsted. De gemeten gehalten voor de verschillende behandelingen varieerden tussen 0,07 en 0,50 mg Cd/kg ds.

Hunter *et al.* (1987) meet Cd- en Cu-concentraties van resp. 1,92 en 36,1 mg/kg ds in grasstalen van *Agrostis* en *Festuca* in de buurt van een verlaten Cu-verwerkend bedrijf. De invloed van opwaaiend stof werd uitgeschaald door graspollen tot op een zekere diepte uit te graven en op een referentielocatie te laten groeien. De gemeten concentraties worden dus veroorzaakt door opname van zware metalen uit de bodem.

6.6. Een verantwoord landgebruik

6.6.1. Landbouw op verontreinigde baggergronden?

Er werden hier resultaten voorgesteld van verkennende bladstalen die op hooi- en weiland genomen werden. Er werden geen duidelijk afwijkende concentraties vastgesteld. De bladstaalnames op verontreinigd akkerland bleven hoofdzakelijk beperkt tot maïs, omdat dit gewas hier bijna uitsluitend aangetroffen werd. Uit de bladstalen van maïs kon er duidelijk afgeleid worden dat er op verontreinigde baggergronden hogere gehalten aan Cd en Zn gemeten werden dan op niet-verontreinigde terreinen. Er kon een sterk positief verband vastgesteld worden tussen de bodemgehalten en de bladgehalten aan Cd en Zn. Toch bleek er ook heel wat niet-verklaarde structuur te zitten in de dataset. De norm voor groenvoeders voor Cd werd in de bladstalen regelmatig overschreden. Bij het gebruik van maïs als groenvoeder wordt echter de volledige plant gebruikt. Toch kan er gesteld worden dat de teelt van maïs op verontreinigde baggergronden sterk af te raden is. Het blijkt namelijk dat de opname van de zware metalen Cd en Zn uit de baggergrond geen potentieel probleem is maar dat er effectief verhoogde concentraties gemeten worden. Door het gebruik van maïs als groenvoeder betekent dit ook dat er voeder met verhoogde concentraties aan zware metalen in de voedselketen gebracht wordt.

6.6.2. Een verantwoorde bebossing van verontreinigde baggergronden

Uit de vergelijking van de gemeten gehalten in bladstalen van populier afkomstig van een niet-verontreinigde bodem en de bladstalen van de baggergronden kon er vastgesteld worden dat bepaalde bladstalen van de laatste reeks afwijkende gehalten aan Zn en Cd vertoonden. De bladstalen met verhoogde of afwijkende Cd-gehalten zijn allemaal afkomstig van baggergronden waar Cd-verontreiniging gemeten werd. Bepaalde van de bladstalen met verhoogde en afwijkende Zn-gehalten werden

genomen op baggergronden waar geen Zn-verontreiniging vastgesteld werd. Voor Cd en in mindere mate voor Zn kon er geen éénduidig verband aangetoond worden tussen de gemeten bladconcentraties en de gehalten aan zware metalen in de meest verontreinigde laag van de baggergrond. Bij het gebruik van de bodemgegevens werd er geen rekening gehouden met de andere bodemeigenschappen zoals textuur of organische stofgehalte, of met de diepte van de meest verontreinigde laag. Op basis van deze gegevens kan er besloten worden dat aanplantingen met populier op verontreinigde baggergronden niet aangewezen zijn.

Bij verschillende wilgensoorten werden verhoogde en afwijkende Cd- en Zn-gehalten in de bladeren gemeten, wat meestal ook wees op bodemverontreiniging met beide elementen. Er is echter een groot verschil tussen populierenaanplantingen en spontane wilgenopslag op baggergronden voor wat de dichtheid en de totale biomassa betreft. Op bepaalde plaatsen met een zandige textuur ontstonden spontaan vrij homogene wilgenbossen met hoofdzakelijk *Salix alba*. Meestal ontwikkelt de wilgenopslag op verontreinigde baggergronden met een hoog kleigehalte zich echter traag en blijft de vegetatie zeer open. De verontreinigde baggergronden met spontane wilgenopslag zijn zeer interessante locaties om de ontwikkeling van de vegetatie en de verspreiding van de zware metalen verder op te volgen.

Bij de actieve bebossing van baggergronden moet er geopteerd worden voor inheemse boomsoorten zoals Zomereik, Gewone es, Boskers, Zwarte els, ... Deze bossen krijgen dan een schermfunctie (schermbos): door de geschikte boomsoortenkeuze kan de opname van zware metalen door de bladeren beperkt worden. Anderzijds zorgt het bos voor een visueel scherm rond en op het stortterrein. Bij de boomsoortenkeuze moet ook rekening gehouden worden met de fysische bodemeigenschappen van het terrein.

Hoofdstuk 7 Chemisch gedrag van zware metalen in baggergronden: literatuurstudie

Op basis van literatuuronderzoek kan er een samenvatting gegeven worden van de bestaande kennis i.v.m. het bodemchemisch gedrag van zware metalen in de baggergronden. Uit deze literatuurstudie zullen de belangrijkste gevolgen van de bodemverontreiniging voor de omgeving samengevat worden.

In een labo-experiment onderzochten Tack *et al.* (1996) de invloed van 4 behandelingen van initieel anaëroob baggerslib op de beschikbaarheid van zware metalen. Na 3 maand bleek dat bij oxidatie (landberging) de oplosbaarheid van Cd, Cu, Pb en Zn sterk stegen. Er werd na 3 maand geen significante daling van het os-gehalte in de het geoxideerde sediment vastgesteld. Na 2 weken aëratie werden er geen hogere gehalten aan Cd, Zn, Cu en Pb gemeten in de waterige extracten van de stalen. Dit kon verklaard worden doordat er nog steeds sulfides aanwezig waren, die, net zoals in gereduceerde omstandigheden, het gedrag van deze zware metalen bepalen. Na 3 maand werden hogere concentraties aan Cd en Zn gemeten in waterige extracten van de geoxideerde stalen, maar dit gold niet voor Cu en Pb.

Door Singh *et al.* (1998) werd op 5 verontreinigde baggergronden en op een infrastructuurstort de bovenste 30 cm bemonsterd. In de bodemstalen werd een efficiënte buffering tegen verzuring door de aanwezige carbonaten vastgesteld. Vier van de 5 baggergronden werden gekenmerkt door hoge os-gehalten. Cd en Zn hebben een vergelijkbaar bodemchemisch gedrag, wat weerspiegeld wordt in een gelijkaardige distributie over de verschillende fracties. Cd en Zn werden vooral gevonden in de zuurextraheerbare en de reduceerbare fase, wat er op wijst dat ze gesorbeerd zijn op verschillende vaste fasen of geassocieerd zijn met carbonaten en Fe-Mn-oxiden. Cu, Ni en Pb werden vooral aangetroffen in de oxideerbare en de residuele fractie, wat volgens de auteurs doet vermoeden dat deze zware metalen hoofdzakelijk geassocieerd zijn met organisch materiaal. Cd en Zn blijken dus minst gebonden aan de baggergronden in vergelijking met de andere elementen. Er werd ook aangetoond dat de wijzigingen in de verdeling van de metalen over de verschillende fasen bij oxidatie zeer snel gebeuren. Uit DTPA-extracties werd besloten dat Zn, Cd en Cu in de kalkrijke baggergronden zeer plant-beschikbaar zijn. Ongeveer 25% van Zn, Cd en Cu was DTPA-extraheerbaar.

Tack *et al.* (1999) onderzochten de potentiële uitloogbaarheid, gedefinieerd als de hoeveelheid zware metalen die vrijkomen bij een constante pH = 4, van een verontreinigde baggergrond. De potentiële uitloogbaarheid

nam af in de volgorde Zn (58 % van de totale hoeveelheid), Cd (49%), Cu (5%) en Pb (2%). Bij een eventuele verzuring van de baggergronden vormen vooral Cd en Zn 2 potentiële risico's. Deze 2 metalen zijn hoofdzakelijk gebonden aan carbonaten en deze carbonaten worden afgebroken tijdens de verzuring van de bodem. In een 2e experiment werd de actuele uitloogbaarheid onderzocht. De concentraties aan zware metalen in de logen waren laag en er werd besloten dat migratie van zware metalen uit baggergronden door uitspoeling naar diepere grondlagen zeer beperkt en verwaarloosbaar is. Op lange termijn is het echter zeer moeilijk om voorspellingen te doen.

In de Biesbosch, een beschermd moerasgebied in de Rijn-Maas-delta waar er op verschillende plaatsen belangrijke bodemverontreiniging werd vastgesteld in recent afgezette sedimenten (van der Scheer & Gerritsen, 1998), werd de decalcificatie van de bodems bestudeerd door van den Berg & Loch (2000). Er werd een belangrijke decalcificatie vastgesteld in periodisch waterverzadigde kleiige bodems rijk aan organisch materiaal (Zn: 1700 mg/kg ds, Cd: 6 mg/kg ds, Pb: 400 mg/kg ds) in vergelijking met kunstmatig gedraineerde polderbodems van dezelfde oorsprong. De decalcificatie wordt veroorzaakt door zowel oxidatie van ijzersulfides tijdens periodes van aëratie en verhoogde koolstofdioxidedruk bij waterverzadiging gecombineerd met een permanente drainage van poriënwater. Bij de bestudeerde bodems waren beide processen even sterk aanwezig. Het verlies aan CaCO_3 en de daaruit volgende pH-daling kunnen de mobiliteit van de zware metalen verhogen en uitspoeling veroorzaken.

Singh *et al.* (2000) voerden een labo-experiment met een regenval-simulator uit om het potentiële risico op transport van zware metalen afkomstig van landgeborgende sedimenten te bepalen voor het oppervlaktewater en grondwater. Sedimentstalen van 4 verontreinigde baggergronden en 1 niet-verontreinigd infrastructuurstort werden onderworpen aan een zeer intense regenbui onder een helling van 19 %. De hoeveelheid sediment die door runoff afgespoeld werd, was het laagst voor de stalen van de baggergronden met een hoog os-gehalte. De totale hoeveelheid zware metalen die door runoff en

percolatie afgevoerd werd, was het hoogst voor de meest verontreinigde baggergrond (met het hoogste klei- en os-gehalte). Het transport van zware metalen per oppervlakte-eenheid door percolatie was 2 tot 3 keer hoger dan door oppervlakkige runoff. Veel baggergronden vertonen echter een geringe hellingsgraad, en in veel gevallen is er een bodembedekkende vegetatie aanwezig, zodat in veldsituaties kan aangenomen worden dat runoff sterk ondergeschikt is aan percolatie.

Bodemstalen van 2 reeds geoxideerde, verontreinigde baggergronden werden gedurende een zekere periode aan 2 bodemvochtregimes onderworpen door Tack *et al.* (1998). Bij een eerste regime werden de stalen alternerend bevochtigd en gedroogd, waarbij de situatie van een geoxideerde baggergrond werd nagebootst. In het andere geval bleven de bodemmonsters permanent oververzadigd, waarbij een situatie van een zeer natte en gereduceerde baggergrond werd gesimuleerd. Uit de resultaten werd er ook afgeleid dat in een periode van 15 tot 40 jaar de uitloging van zware metalen uit baggergronden een verwaarloosbare concentratiestijging in de onderliggende bodemlaag veroorzaakt. Uit de verhoogde concentraties aan Cd, Cu en Zn in de bodemoplossing van baggergronden met een alternerende nat-droog bodemvochtregime is er wel een potentieel gevaar voor organismen die in deze bodems leven. Wanneer er overheersend reducerende bodemcondities zijn, is de concentratie aan opgeloste zware metalen in de bodemoplossing veel lager.

Wijdeveld *et al.* (1997) stelden een model op om de gevolgen van een variërende grondwaterstand op de mobiliteit van zware metalen in de bodems van de uiterwaarden te onderzoeken en de mogelijke effecten hiervan naar flora en fauna toe te beschrijven. Er werden berekeningen uitgevoerd voor Cd en Cu, Cr en As. Voor Pb, Hg, Ni en Zn wordt er gesteld dat hun gedrag vergelijkbaar is met dat van Cu en Cd. Er werden 2 grondwatersituaties getest, nl. een grondwaterfluctuatie van 60 cm over een gans jaar (de huidige situatie in de uiterwaarden), en een grondwaterfluctuatie van 6 cm over 2 dagen (grotere invloed van de rivier, vernatting), telkens uitgaand van een gemiddelde grondwaterdiepte van 60 cm. Bij het eerste scenario werd een toenemende mobilisatie bij lage grondwaterstanden vastgesteld. Dit betekent dat er gedurende het groeiseizoen een hogere biologische beschikbaarheid is van Cd en Cu dan tijdens de wintermaanden. Bij het 2e scenario worden verhoogde concentraties aan Cd en Cu vastgesteld in de bovenste 10 cm van de bodem. Door de biologische activiteit in deze laag kan dit ecotoxicologische gevolgen hebben. Voor Cr en As zijn er geen verschuivingen in de toplaag.

Bij een veldexperiment waarbij baggerslib met een zekere verontreiniging (Cd: 2,8 mg/kg ds, Zn: 1180 mg/kg ds,

Pb: 360 mg/kg ds, Ni: 42 mg/kg ds) in een laag van 50 cm aangebracht werd, vonden Ruban *et al.* (1998) na 16 maand geen verhoogde concentraties aan zware metalen en organische polluenten in de onderliggende bodem. Na 28 maanden werden er verhoogde concentraties aan Zn en Ni in de bodem gemeten. Na 28 maand was de sliblaag ingeklonken tot 30 cm, en was het oorspronkelijk os-gehalte (16 %) gedaald met 35 %. De metalen werden vooral geadsorbeerd aan de bodem met een hoog kleigehalte en een hoge pH, de uitspoeling was zeer beperkt. De auteurs stellen dat baggerslib alleen aan een bodem kan toegediend worden als de maximum concentraties gemeten in het slib niet hoger zijn dan in de bodem waarop het slib zal aangebracht worden.

Edwards *et al.* (1998) bestudeerde de opname van Cu door brandnetel (bemonsterd op het terrein) en de worm *Eisenia fetida* (in een labo-proef) op een matig verontreinigd slibstort (Cu tussen 47 en 114 mg/kg ds). Er was een duidelijke Cu-accumulatie bij de wormen, maar de gemeten gehalten in de brandnetels lagen binnen het normale bereik. Edwards *et al.* besluiten dat passieve biomonitoring, zoals het in situ bemonsteren van organismen meer betekenisvolle resultaten oplevert dan actieve biomonitoring via laboproeven onder sterk gecontroleerde omstandigheden.

Door van Straalen & Denneman (1989) werd een ecotoxicologische evaluatie van saneringsnormen uitgevoerd en de auteurs besluiten dat zelfs zeer lage concentraties aan Cd in de bodem (0,16 mg/kg) het functioneren van bepaalde gevoelige bodemorganismen kunnen bedreigen.

Bij een vergelijking tussen de toxiciteit van zware metalen in een aquatisch (bijv. de onderwaterbodem) en een terrestrisch ecosysteem (bijv. een baggergrond) is reeds herhaaldelijk gebleken dat Cd zich vooral ophoopt in terrestrische ketens, terwijl bijvoorbeeld PCB's vooral in aquatische ecosystemen hoge concentraties bereiken (Hendriks *et al.*, 1997). Metingen in het rivierengebied in Nederland hebben aangetoond dat zoogdieren als Bever en Das hoge concentraties Cd bevatten. Voor de otter wordt gesteld dat de PCB-concentraties in het water en het sediment te hoog zijn om reproductie en overleving toe te laten en dat de PCB-verontreiniging daarom de beperkende factor is voor de terugkeer van de otter (Smit *et al.*, 1997).

Uit onderzoek naar bioaccumulatie van Cd in de voedselketen van de Steenuil in uiterwaarden waar er bij overstromingen verontreinigd slib afgezet wordt, blijkt dat de accumulatiefactor via wormen 100 keer groter is dan de accumulatiefactor via grassen (Groen *et al.*, 2000).

Faber & Klein (2000) besluiten dat er een groot verschil is tussen het inschatten van natuurrisico's van bodemverontreiniging in Nederland tussen velddeskundigen en ecotoxicologen. Bij een beoordeling van een reeks bos- en natuurgebieden door beide groepen bleek dat de ecotoxicologen de stress door verontreiniging steeds hoger inschatten dan de velddeskundigen. Velddeskundigen baseerden hun oordeel op doelsoorten en vegetatietypen, terwijl de ecotoxicologen oordelen op basis van sublethale effecten op groei en reproductie, metabolische activiteit, en bioaccumulatie. De auteurs stellen dat de benadering van de velddeskundigen toereikend is voor het inschatten van problemen zoals verdroging, vermessing en verzuring omdat deze processen vooral eerst effecten veroorzaken bij de vegetatie. Voor verontreiniging echter zijn botanische doelstellingen ontoereikend om te oordelen over structuur en functioneren van ecosystemen. Bij biobeschikbaarheid van pollutanten wordt er steeds rekening gehouden met het risico van biomagnificatie. Laskowsky (1991) relateert het effect van biomagnificatie van zware metalen in terrestrische voedselketens omdat die ketens meestal maar 3 tot 4 schakels bevatten, en omdat het gedrag van zware metalen in voedselketens sterk kan verschillen terwijl verschillende organismen een verschillende assimilatie en immobilisatie vertonen.

Besluit

Baggergronden behoren tot het terrestrisch ecosysteem, en daarom moet er vooral rekening gehouden worden met de risico's van zware metalen. Bij baggerwerken wordt sterk gereduceerd onderwaterbodemmateriaal verwijderd en in veel gevallen aan land geborgen. Bij deze baggergronden treedt een oxidatie op, wat leidt tot een grotere biobeschikbaarheid van de zware metalen. De uitspoeling van zware metalen vanuit de baggergrond naar diepere lagen is geen probleem mits er geen drastische veranderingen optreden in de bodemomstandigheden van de baggergrond, zoals bijvoorbeeld een sterke verzuring. De afspoeling van bodemmateriaal door erosie is sterk afhankelijk van de hellingsgraad en het landgebruik van het terrein, maar omdat baggergronden hoofdzakelijk aangelegd worden door het opspuiten van slib, is de helling van deze gronden beperkt. Ook de vegetatie speelt een belangrijke rol in het verminderen van de runoff.

Niettegenstaande de aanwezigheid van de CaCO_3 -buffer in de baggergronden, kan het bodemvocht een belangrijke schakel zijn om zware metalen uit het slibmateriaal door te geven aan de vegetatie en aan bodemorganismen. Opname en bioaccumulatie van zware metalen veroorzaakt veranderingen in het functioneren en de

structuur van het ecosysteem. Bij sterke reductie van baggergronden blijken de concentraties aan zware metalen in het bodemwater veel lager dan bij geoxideerde baggergronden en weinig verschillend van niet-verontreinigde bodems. Dit betekent theoretisch gezien dat door een doorgedreven vernatting van een baggergrond de beschikbaarheid van zware metalen voor planten en dieren beperkt kan worden. Bij wisselende omstandigheden (tijdelijke overstroming) is er echter een grotere beschikbaarheid van Cd, Zn en Cu en een dergelijke watertafelschommeling kan leiden tot de afbraak van de CaCO_3 -buffer tegen verzuring. Het is daarom belangrijk na te gaan wat de oorzaak is van het feit dat bepaalde stalen van tijdelijk zeer natte terreinen langs de Boven-schelde wel aan de criteria voor baggergronden voldoen, maar een te laag CaCO_3 -gehalte hebben in vergelijking met de gekende baggergronden.

Hoofdstuk 8 Visie en besluit

8.1. Bodemverontreiniging met zware metalen

Uit de vergelijking van de bodemeigenschappen van een reeks gekende baggergronden met een aantal stalen van de alluviale bodems, was het mogelijk baggergronden in eerste instantie te herkennen op basis van os- en CaCO_3 -gehalte, en een bijkomende opsplitsing was mogelijk door gebruik te maken van de parameters elektrische geleidbaarheid, c/s- en c/p-verhouding, S x laagdikte en os x laagdikte. Uit de ANOVA-analyse bleek de ligging van de baggergrond een zekere invloed te hebben op de elektrische geleidbaarheid en op os x laagdikte, waardoor deze bodemeigenschappen minder bruikbaar zijn. Bij de terreinen die met zekerheid als baggergrond konden gekarakteriseerd worden op basis van deze reeks bodemeigenschappen, werd bij 85 % van de bemonsterde punten bodemverontreiniging met Cd, Cr, Zn en/of Pb vastgesteld. Bij de meeste punten zorgden Cd, Cr en Zn samen voor bodemverontreiniging. Er werden uiteindelijk vrij hoge concentraties gemeten, gaande tot 47 Cd mg/kg droge grond, 3950 mg Cr/kg droge grond, 1280 mg Pb/kg droge grond en 4200 mg Zn/kg droge grond. Cu-verontreiniging kwam minder voor, en Ni-verontreiniging was afwezig. Er kan dus gesteld worden dat de meeste baggergronden verontreinigd zijn met Cd, Cr, Zn en/of Pb.

Op 10 punten was het mogelijk de analyseresultaten van de anaërobe sliblaag te vergelijken met de aërobe sliblaag. Er konden echter geen opvallende veranderingen van de bodemeigenschappen vastgesteld worden, met uitzondering van het droge stofgehalte, dat logischerwijs een stuk lager lag in de anaërobe zone. De mogelijke beperkt optredende veranderingen bij oxidatie worden gemaskeerd door de relatief grote verticale variatie binnen het profiel van de baggergrond.

Het belangrijkste risico van de bodemverontreiniging van baggergronden met zware metalen is de verspreiding via planten en dieren. Niet de absolute hoeveelheid zware metalen die door planten en dieren opgenomen en verspreid wordt is een probleem, wel het effect van de verontreiniging op het functioneren en de structuur van het ecosysteem. Bij verzuring van de baggergrond kunnen de zware metalen echter ook uitspoelen naar het grondwater.

8.2. Verontreiniging in functie van locatie en tijdstip van aanleg van baggergronden

Bij de verwerking van de gegevens over de zware metalen in de aërobe bodemstalen van baggergronden in functie van de tijdsperioden waarin de baggergronden aangelegd werden, bleek dat er alleen voor Pb en Cu een duidelijke daling optrad naarmate de baggergrond later aangelegd werd, terwijl voor Zn ook lagere gehalten na 1975 gemeten werden. Voor Cr en Cd werden er gemiddeld gezien hoger gehalten gemeten tussen 1965 en 1975 dan in de periode ervoor en erna. In de dataset is er echter een vrij ongelijke verdeling over de tijds- en afstands-klassen. Daarom werd de analyse opnieuw uitgevoerd voor alle baggergronden die zich stroomopwaarts van Vurste bevinden. Voor dit gebied waren er voldoende gegevens voor elke tijdsklasse. Wanneer deze baggergronden opgesplitst werden naargelang ze vóór of na 1965 aangelegd werden, bleek dat alleen het Pb- en Cu-gehalte significant lager lag in de baggergronden die na 1965 aangelegd werden.

Bij de analyse van de gemeten gehalten aan zware metalen in functie van de ligging van de baggergrond langs de Bovenschelde bleek dat de gehalten voor Cd, Cr, Cu, Pb en Zn het hoogst lagen in het stroomafwaartse deel vanaf Vurste. Voor Cd, Zn en Cr werden ook hogere gehalten gemeten in het stroomopwaartse deel vanaf Kerkhovebrug in vergelijking met het tussenliggende deel van de Bovenschelde. Ook hier werd de ongelijke verdeling van de punten over de klassen als een beperking gezien, en daarom werd de analyse herhaald voor alle storten die vóór 1965 aangelegd werden. De gehalten voor alle zware metalen lagen significant hoger in het stroomafwaartse deel vanaf Vurste t.o.v. het stroomopwaartse deel.

Een eerste belangrijk besluit is dat er enkel voor Pb sprake is van een belangrijke afname van de gevonden gehaltenes t.o.v. de gehalten vóór 1965. Pb wordt sterk gebonden aan os, en uit de ANOVA bleek dat het os-gehalte significant hoger lag in het slib dat gebaggerd werd vóór 1965. Het feit dat er geen significante verschillen gevonden werden voor Cd, Cr en Zn betekent dat het slib dat vóór 1965 gebaggerd en gestort werd in veel gevallen ook sterk verontreinigd was met Cd, Cr en Zn, en hetzelfde geldt nu nog steeds. Geografisch gezien is vooral het stroomafwaartse deel vanaf Vurste een probleemgebied omdat hier enerzijds heel wat verontreinigde baggergronden liggen (50 % van de baggergronden ligt in 25 % van het gebied) en dat de verontreiniging van deze baggergronden gemiddeld een stuk hoger is dan voor de meer stroomopwaarts gelegen baggergronden.

8.3. Landschappelijke impact van baggergronden

In tabel 8.1. wordt er een overzicht gegeven van de geografische resultaten van de inventarisatie. De Bodemkaart van België bleek zeer nuttig om oude baggergronden (aangelegd vóór 1965) terug te vinden: 90 % van de gecontroleerde opgehoogde terreinen volgens de bodemkaart waren baggergronden. In de periode van de bodemkartering bleek dat 15% van de alluviale vlakte opgehoogd was en dat 17% uitgebrikt werd voor baksteenproductie. In de periode sinds de bodemkartering is de situatie duidelijk veranderd: het aandeel opgehoogde terreinen nam duidelijk toe, en deze ophogingen gebeurden hoofdzakelijk op uitgebrikte terreinen.

Uit een geografische analyse van het alluviaal gebied van de Bovenschelde blijkt dat de bodem sterk beïnvloed werd door menselijke activiteiten gedurende de laatste 30 jaar, wat aanleiding geeft tot een zeer dynamisch landschap. In deze situatie kan de Belgische Bodemkaart enkel gebruikt worden als een referentie voor de situatie ten tijde van de bodemkartering. De invloed van opgehoogde terreinen en baggergronden in het bijzonder op het landschap is zeker niet verwaarloosbaar. De meeste baggergronden worden gekenmerkt door hoge gehalten aan zware metalen in de bodem. De baggergronden worden vooral aangelegd op voormalig uitgebrikte terreinen. Deze door klei-ontginning gedeeltelijk afgegraven terreinen hebben een (potentieel) hoge ecologische waarde, maar het aandeel van deze terreinen is door de aanleg van baggergronden sterk afgenomen.

Tabel 8.1. Geografische resultaten van de inventarisatie van de baggergronden en andere opgehoogde terreinen

soort	aantal	ha	verontreinigd (ha)
baggergronden	83	232	190
waarschijnlijk baggergronden	11	21	13
baggergronden opgehoogd met materiaal van nieuwe uitgravingen	71	259	22
andere opgehoogde terreinen	18	33	13
opgehoogde terreinen met bebouwing	13	38	niet bemonsterd
niet-gecontroleerde opgehoogde terreinen	39	49	niet bemonsterd
andere stortplaatsen	3	3	niet bemonsterd
totaal	238	637	238

Daels *et al.* (1991) stellen dat oude slibstortterreinen op welbepaalde plaatsen voor een probleem zorgen. Uit de resultaten van de inventarisatie van de baggergronden die hier voorgesteld werden, blijkt echter dat deze oude stortterreinen van baggerslib een duidelijk aandeel hebben in de totale oppervlakte van de alluviale vlakte. Verontreinigde baggergronden zijn dus geen discrete fenomenen maar vormen op verschillende plaatsen een concreet probleem.

Twee belangrijke kenmerken van de verontreinigde baggergronden zijn enerzijds een sterke versnippering voor wat oppervlakte betreft, anderzijds een zeer geringe bergingsefficiëntie. Bij recent aangelegde baggergronden is de bergingsefficiëntie echter veel groter. Toch moet de vraag duidelijk gesteld worden of bepaalde oudere baggergronden niet beter opnieuw aangelegd of georganiseerd worden. Naast de baggergronden zijn er ook heel wat terreinen die opgehoogd werden met infrastructuurspecie afkomstig van nieuwe uitgravingen. Deze opsplitsing in enerzijds baggergronden en anderzijds terreinen opgehoogd met infrastructuurspecie heeft belangrijke consequenties voor de aanpak. De laatste categorie terreinen wordt gekenmerkt door een afwezigheid van bodemverontreiniging.

8.3.1. Afgraven en/of bebossen

Het afgraven van een baggergrond werd beschreven door Decler (1994). Wanneer er geopteerd wordt om verontreinigde baggergronden af te graven, kan het afgegraven materiaal op 3 manieren geborgen worden, nl. binnen het terrein zelf, binnen het projectgebied, of op een ingerichte stortplaats buiten het projectgebied. In de 3 gevallen moet er gestreefd worden naar een oppervlakte-efficiënte berging. In het eerste geval kan dat door het materiaal in een soort berm op te slaan (hoogte: 1,5 tot 2 m) en deze berm daarna te beplanten met inheemse boomsoorten zoals gewone Es, Zwarte els, Zomereik en Winterlinde. Voor deze boomsoorten kon er aangetoond worden dat de bladstalen afkomstig van verontreinigde baggergronden geen verhoogde bladgehalten aan zware metalen hadden in vergelijking met bladstalen afkomstig van niet-verontreinigde bodems.

Bij de keuze voor berging op een andere plaats binnen het projectgebied moet er een locatie geselecteerd worden die een lagere natuurwaarde heeft en waar het bodemmateriaal tot op een zekere hoogte kan opgeslaan worden. Dit terrein komt daarna in aanmerking voor bebossing met inheemse boomsoorten. Dit bos heeft dan een schermfunctie (schermbos): door de geschikte boomsoortenkeuze kan de opname van zware metalen door de bladeren beperkt worden. Anderzijds zorgt het bos voor een visueel scherm rond het stort. Er kan ook geopteerd worden voor de berging van het afgegraven

materiaal op een bestaande stortplaats buiten het projectgebied. Baggerspecie is een zeer geschikt materiaal om oude stortplaatsen of andere verontreinigde terreinen af te dekken: het is een zeer vruchtbaar substraat dat in tegenstelling tot een aantal andere afvalstoffen bebossing of groenvoorziening toelaat. Via de aanleg van ecodijken of landschapsdijken kan baggerspecie gebruikt worden om woonzones van industriegebieden of om natuurgebieden van storende invloeden af te schermen.

8.3.2. Oude Schelde-armen

Dat heel wat afgesneden rivierarmen opgevuld werden met infrastructuurspecie en in enkele gevallen met baggerslib is een gegeven dat weinig aan bod komt in gebiedsstudies en bij het bepalen van beleidsopties. Toch zijn er heel wat rivierarmen die opgevuld werden en die ondertussen nog niet bebouwd werden. Er moet nagegaan worden wat de ecologische waarde zou kunnen zijn van deze oude meanders wanneer ze terug uitgegraven worden.

8.4. Landgebruik van baggergronden

In Hoofdstuk 7 werd gesteld dat de beschikbaarheid van de zware metalen in verontreinigde baggergronden voor planten en dieren belangrijk kan zijn, en dat bodemverzuring vermeden moet worden. Het landgebruik van verontreinigde baggergronden kan een belangrijke invloed hebben op de bodem en bepaalt grotendeels welke organismen met de bodem in contact komen. Stortterreinen waar het huidig landgebruik niet meer verder gezet kan worden, kunnen in aanmerking komen voor de nabestemming bos of natuur.

8.4.1. Landbouw

Een verantwoord landgebruik houdt naar onze mening in dat de verspreiding van zware metalen via verschillende wegen voorkomen wordt. Zoals hierboven aangegeven zal de uitspoeling van zware metalen naar het grondwater waarschijnlijk beperkt zijn. Wanneer verontreinigde baggergronden gebruikt worden als akker, moet er echter ook rekening gehouden worden met de opname van zware metalen door de gewassen zelf. Uit onderzoek van bladstalen van maïs is gebleken dat er verhoogde en afwijkende gehalten aan Cd en Zn gemeten werden op verontreinigde baggergronden (Vandecasteele *et al.*, 2000). Voor andere gewassen zijn er nog geen resultaten, maar algemeen kan er gesteld worden dat de teelt van landbouwgewassen die rechtstreeks of onrechtstreeks in de menselijke voedingsketen terechtkomen op verontreinigde baggergronden best vermeden wordt. Een bijkomende vaststelling bij akkerbouw op verontreinigde baggergronden is ook dat

de bodembewerkingen aanleiding geven tot een (beperkte) export en kans op erosie van verontreinigd bodemmateriaal.

Van Driel *et al.* (1995) voerde een reeks experimenten uit met gewassen gekweekt op een kalkrijke verontreinigde baggergrond, afgedekt met een kleilaag van verschillende diktes. Enerzijds werd per gewas een laagdikte berekend waarbij er geen extra opname was t.o.v. concentraties in planten gekweekt op niet-verontreinigde gronden, anderzijds werd de laagdikte berekend op basis van de bestaande normen voor voeding en voeders. Er was een zeer sterke invloed van het gewas zelf op de vereiste diepte, voor bepaalde ondiep wortelende gewassen was er geen afdeklaag nodig. Daarnaast werden ook de 'no-effect'-diktes van de afdeklaag berekend, dit is de minimum laagdikte waarbij geen significant effect van de gepollueerde sliblaag op de concentraties in de planten gevonden werd. Bij meer dan 60 % van de experimenten was deze laagdikte groter dan 70 cm. Voor bepaalde gewassen, bijv. maïs, werd vastgesteld dat de wisselende weersomstandigheden gedurende meerdere meetjaren leidden tot verschillen in de vereiste laagdikte. De auteurs besluiten dat wanneer vermeden moet worden dat gewassen verhoogde concentraties aan zware metalen zouden opnemen, er een afdeklaag van 1,6 m voorzien moet worden.

Van Noordwijk *et al.* (1995) onderzocht gedurende dezelfde experimenten de opname van Cd door maïs. Maïs is één van de gewassen die een eerder dikke afdeklaag vereist. Twee mogelijke manieren voor opname werden onderzocht, nl. de rechtstreekse opname door wortels uit de verontreinigde sliblaag, en het opwaarts transport van bodemwater met zware metalen uit de sliblaag. Uit de resultaten bleek dat de eerste manier veruit de belangrijkste was. Wanneer de grondwatertafel dieper zit, leidt dit tot wortelgroei die zich dieper ontwikkelt, waardoor een dikkere afdeklaag vereist is.

Bodembewerkingen en bemesting zijn 2 belangrijke ingrepen bij akkerbouw. Bemesting kan leiden tot een grotere beschikbaarheid van de zware metalen in de bodem: bij een potproef met een historisch verontreinigde bodem die licht aangerijkt was met Zn, Cd, en Pb werden radijnen regelmatig bemest met een overmaat NH_4NO_3 en KNO_3 (Lorenz *et al.*, 1994). Deze bemesting leidde tot een daling van de pH en hogere gehalten aan Cd en Zn in de bodemoplossing. De gemeten gehalten aan Cd en Zn in de bladeren vertoonden een zeer hoge positieve correlatie met de gehalten in de bodemoplossing. Lorenz *et al.* besluiten dat een hoge toediening van meststoffen op plaatsen met een verontreiniging met zware metalen kan leiden een tijdelijke mobilisatie en dus een verhoogde biobeschikbaarheid en gevaar voor toxiciteit.

Maïsteelt en bemesting op baggergronden waar de verontreinigde sliblaag aan de oppervlakte ligt is af te raden. Intensieve bemesting moet vermeden worden. In een ruimere context kunnen er vraagtekens geplaatst worden bij het gebruik van verontreinigde baggergronden voor akkerbouw in het algemeen. Voor weiland zijn er slechts verkennende resultaten over opnames aan zware metalen door de verschillende grassoorten op verontreinigde baggergronden. Er werden geen sterk afwijkende gehalten aan Cd en Zn gemeten, en de normen voor groenvoeders werden niet overschreden.

8.4.2. Natuur

Volgens Worm *et al.* (1998) moet er bij het opteren voor natuurontwikkeling op verontreinigde locaties eerst bepaald worden welk natuurbeeld nagestreefd wordt. Daarna moet er onderzocht worden of er aan de abiotische randvoorwaarden voor dit streefbeeld voldaan is. Is dit niet het geval, dan kan er ingegrepen worden door inrichtings- of beheersmaatregelen. In een volgende fase moeten de potentiële en actuele risico's van de bodemverontreiniging op de doelsoorten nagegaan worden. Blijkt er uit de voorgaande stappen dat saneringsmaatregelen getroffen moeten worden, dan dient er een inschatting gemaakt te worden welke saneringstechnieken ingezet kunnen worden, en wat de negatieve abiotische en biotische effecten kunnen zijn. Het klassieke voorbeeld is dat bij het afgraven meestal ook de aanwezige zaadvoorraad verwijderd wordt. Dit probleem stelt zich niet bij baggergronden: de zaadvoorraad bevindt zich onder de aangebrachte sliblaag.

Decler (1999) stelt dat preferentieel voor spontane natuurontwikkeling geopteerd moet worden als de baggergrond niet significant verontreinigd is, en als er voldaan is aan één van de volgende voorwaarden:

- voedselarme tot matig voedselrijke toplaag
- grenzend aan bestaande natuurgebieden
- diverse milieutypes of milieugradiënten
- een hoge bestaande natuurwaarde.

Bij baggergronden met een significante verontreiniging kan er gekozen worden voor spontane natuurontwikkeling:

- Uitgaand van de bestaande situatie als er geen uitloging is naar grond- en oppervlaktewater, als er een geringe biobeschikbaarheid van de verontreiniging voor de meeste biota is, en als er aan één van de 3 bovenvermelde voorwaarden voldaan is.
- Ophoging: afdekken met een minstens 50 cm dikke, voedselarme afdeklaag, als er geen gevaar is voor uitloging naar grond- en oppervlaktewater.
- Op de vrijgekomen locatie na het afgraven van het stort en berging op een meer geschikte plaats.

Bij verschillende natuurinrichtingsprojecten wordt er gestreefd naar een vernatting. Vernatting van verontreinigde baggergronden kan leiden tot een lagere biobeschikbaarheid van zware metalen als het bodemprofiel van de baggergrond hierdoor permanent gereduceerd is. Dit betekent dat het terrein permanent onder water moet staan. Vraag hierbij is of deze doorgedreven vernatting een haalbare kaart is voor elke baggergrond apart, want een baggergrond is in principe een opgehoogd dus hoger gelegen terrein. Een niet minder belangrijke vraag is of de vegetatieontwikkeling hier strookt met de beoogde toekomstvisie voor een bepaald gebied. De bodemeigenschappen van verontreinigde baggergronden wijzen uiteindelijk op sterk hypertrofe omstandigheden. Uit Nederlands onderzoek naar de invloed van een schommelende grondwatertafel op de mobiliteit van zware metalen in uiterwaarden werd besloten dat bij grondwaterschommelingen van 6 cm over 2 dagen en een grondwaterdiepte van ongeveer 60 cm er verhoogde concentraties aan Cd en Cu in de bovenste 10 cm van de bodem zijn (Wijdeveld *et al.*, 1997).

8.4.3. Bos

Door Daels *et al.* (1991) wordt er gesteld dat oude slibstorten bebost kunnen worden, mits dit gebeurt met inheemse boomsoorten en volgens de Pro Sylva-principes. Opname en verspreiding van zware metalen door planten op baggergronden is vooral belangrijk voor de zware metalen Cd en Zn. Leyman & Lust (1998) besluiten dat Ni, Pb en Cr op een baggergrond weinig mobiel zijn door de voedselketen en dus weinig gevaar vormen. Cd wordt beschouwd als het mobielste element. Huvenne & Lust (1996) stelden enkel voor Cd en Zn accumulatie vast in de bladeren van wilgen die op een licht verontreinigde baggergrond groeiden, en de opname varieerde sterk in functie van klonale verschillen. De Vos (1995a) besloot dat op een verontreinigde baggergrond vooral Zn en Cd in aangerijkte concentraties voorkomen in blad, schors en strooisel van wilg, en dat dit niet het geval was voor de andere zware metalen. De strooisellaag bleek het sterkst aangerijkte compartiment van het bosecosysteem op baggergronden te zijn. De Vos stelt ook dat de export van zware metalen via hout miniem is.

Martin *et al.* (1982) onderzochten de verdeling van zware metalen in een zomereiken-hazelaarsbos dat verontreinigd werd door luchtpollutie en besluiten dat in dit geval de bodem de ultieme sink voor de zware metalen vormt. Een belangrijke consequentie hiervan is de lange verblijftijd van zware metalen in de bodem. Een bijkomend effect van de verontreiniging van het bos is de afname van de afbraaksnelheid van het strooisel, waardoor accumulatie van strooisel kan ontstaan. Het merendeel van Cd, Zn en Pb in de bodem bevonden zich

in de bovenste 6 cm van de minerale bodem. Algemeen bleek dat op plaatsen met atmosferische depositie van zware metalen de opname van zware metalen door planten uit de bodem slechts een kleine fractie uitmaakt van het totale gehalte in de planten.

Uit de bladstaalanalyses op de verontreinigde baggergronden kan er duidelijk besloten worden dat Gewone es, Zomereik, Zwarte els en Boskers en met grote waarschijnlijkheid ook een aantal andere inheemse loofboomsoorten geen verhoogde gehalten aan Cd in hun bladeren hebben wanneer ze groeien op verontreinigde baggergronden. Deze soorten kunnen dus aangeplant worden. Bepaalde boomsoorten zijn op deze zware bodems niet geschikt of werken bodemverzurend, zoals beuk, dennen en sparren.

Schollen (2000) analyseerde de gehalten aan de zware metalen Cd, Zn, Pb en Cu in de pissebed *Philoscia muscorum* (detritivoor) en de wolfspin *Pardosa amentata* (carnivoor) op verschillende locaties op een verontreinigde beboste baggergrond met en zonder afdeklaag. Algemeen werd gesteld dat de gemeten concentraties in *Philoscia muscorum* relatief hoog waren, maar dat de laagste concentraties steeds gemeten werden op de locaties met een afdeklaag. Enkel voor Cd waren deze verschillen significant. Het aanbrengen van een afdeklaag kan dus de opname van zware metalen door de bodemfauna beperken. Ook de boomsoort heeft een effect op de gemeten gehalten. Voor Es bijv. had de afdeklaag geen invloed op de opname van Cd, maar voor Zomereik wel. Schollen geeft aan dat de trage en verzurende strooiselafbraak bij Zomereik een mogelijke verklaring is. Pissebedden voeden zich voornamelijk met schimmels die op het strooisel groeien. Ook voor *Pardosa amentata* werd besloten dat een afdeklaag zorgt voor een verminderde opname van zware metalen.

Voor bomen heeft het aanbrengen van een afdeklaag boven de verontreinigde sliblaag enkel nut als die laag voldoende dik is en vermijdt dat de bomen in de sliblaag wortelen. Door een gepaste boomsoortenkeuze echter wordt de transfer van zware metalen uit de bodem via de bladeren beperkt en is een (dikke) afdeklaag niet nodig. Transfer van zware metalen naar hogere trofische niveaus kan echter wel nog plaatsvinden via kruidachtige planten en via bodemfauna. De diepte waarbinnen deze 2 schakels actief zijn is geringer dan voor bomen, en de transfer zou in principe vermeden kunnen worden door het aanbrengen van een dunne afdeklaag. Een bijkomende afdeklaag betekent meteen ook een verdroging en een bijkomende ophoging. De vraag moet gesteld worden vanaf welke dikte een afdeklaag als functioneel kan beschouwd worden. Het aanbrengen van folies tussen de slib- en de afdeklaag heeft geen zin bij het aanbrengen van een dunne afdeklaag en als het

de bedoeling is het terrein te bebossen. Door een gepaste boomsoortenkeuze kan de export van zware metalen uit de bodem naar de bladeren beperkt worden. Een bij voorkeur voedselarme, niet-verontreinigde afdeklaag kan de biobeschikbaarheid voor een aantal bodemfauna-organismen beperken.

8.5. bepalen van de biobeschikbaarheid via bladstalen

Het nemen van bladstalen om de biobeschikbaarheid van zware metalen op baggergronden te bepalen, is een bruikbare methode bij maïs (*Zea mais*), schietwilg (*Salix alba*), grauwe wilg (*Salix cinerea*), katwilg (*Salix viminalis*) en populier (*Populus*). Vooral Cd en Zn werden op verontreinigde baggergronden in verhoogde concentraties gemeten in vergelijking met bladstalen afkomstig van niet-verontreinigde terreinen met een verschillende voorgeschiedenis. Er werd in het kader van het project bewust gekozen voor in situ-bemonsteringen op een vast tijdstip. Deze soorten kunnen gebruikt worden voor het testen van het doorvergiftigingsrisico en de biologische beschikbaarheid van Cd en Zn op baggergronden via veldtesten of gestandaardiseerde laboproeven.

8.6. De huidige baggerproblematiek

In hoofdstuk 5 werd er berekend dat er langs de Boven-schelde en het stroomopwaartse deel van de Bovenzee-schelde tussen de grens van het Vlaamse gewest in Spiere-Helkijn en de aansluiting op de Ringvaart in Melle 2,5 miljoen m³ verontreinigde baggerspecie aan land geborgen werd. Er werd hiervoor 250 ha terreinen gebruikt, grotendeels gelegen in (potentieel) ecologisch waardevol gebied hoofdzakelijk gesitueerd op natte uitgebikte gronden. Bij veel baggergronden is er absoluut geen sprake van een efficiënt ruimtegebruik: bij 60 ha is de aangebrachte sliblaag dunner dan 50 cm en bij 70 ha is die laag tussen 50 en 75 cm dik. Bij veel baggergronden ligt de verontreinigde baggerspecie aan de oppervlakte. De oudere baggergronden zijn ook klein en sterk versnipperd. Deze oudere stortplaatsen zijn niet speciaal ingericht voor het opslaan van baggerspecie en het landgebruik is ook niet steeds aangepast aan de aanwezige bodemverontreiniging.

Door de huidige strenge wetgeving i.v.m. ruimtelijke ordening en het exploiteren van stortplaatsen worden heel wat dringende baggerwerken uitgesteld waardoor de functie van verkeersader en waterafvoer belemmerd worden. Door de verontreiniging van de onderwaterbodems lijdt de ecologische functie van de waterlopen hier ook onder. Er moet dringend 220.000 m³ baggerspecie verwijderd worden uit de Boven-schelde.

Vanuit de kennis van de historiek van de baggerproblematiek kan er dus gesteld worden dat in het verleden veel minder nauwkeurig omgesprongen werd met de beschikbare ruimte, en dat de oude landgeborgens baggerspecie ongecontroleerd verspreid ligt in de alluviale vlakte van de Bovenschelde en daarmee het functioneren van het ecosysteem bedreigt. Anderzijds worden dringende baggerwerken uitgesteld vanuit een bekommernis voor het behoud van de open ruimte en de bescherming van het leefmilieu tegen verontreiniging.

Het gedeeltelijk opruimen van bestaande baggergronden gekenmerkt door een lage bergingsefficiëntie en een belangrijke verontreinigingsgraad als compensatie voor het ruimteverlies bij aanleg van nieuwe baggerdepots gekenmerkt door een hoge bergingsefficiëntie en voorzien van een verantwoord landgebruik, bij voorkeur bebossing, kan dan ook een oplossing zijn waarbij er voor alle betrokken partijen belangrijke winst is:

- De waterafvoer door waterwegen is terug optimaal
- De scheepvaart is niet langer belemmerd
- Historische bodemverontreiniging werd opgeruimd en verantwoord geborgen, net als het recent gebaggerd slib
- De uitgebikte terreinen waar die oude baggergronden zich situeerden, kunnen zich ontwikkelen tot waardevolle ecotopen, en het waterbergend vermogen van de alluviale vlakte wordt vergroot
- De ruimtelijke impact van baggergronden wordt beperkt.

Afkortingen

AAC: Afvalstoffenanalysecompendium van OVAM

ANOVA: analysis of variance

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

Ah-horizont: bovenste bodemhorizont, aangerijkt met organische stof. Het mengen van het bodemmateriaal met de organische stof gebeurt door natuurlijke processen.

AW: achtergrondswaarde

BSN: bodemsaneringsnorm

BSN1&2: bodemsaneringsnorm voor bestemmingstype 1 (natuur) en 2 (landbouw)

BSN3: bodemsaneringsnorm voor bestemmingstype 3 (woongebieden)

BSN4: bodemsaneringsnorm voor bestemmingstype 4 (recreatie)

BSN5: bodemsaneringsnorm voor bestemmingstype 5 (industrie)

C: koolstof

Cd: cadmium

Cr: chroom

Cu: koper

C/N: koolstof-stikstof-verhouding

C/P: koolstof-fosfor-verhouding

C/S: koolstof-zwavel-verhouding

DS: drogestofgehalte

EC: elektrische geleidbaarheid, uitgedrukt als $\mu S/cm$

GV: Gloeiverlies

IWONL: Instituut tot aanmoediging van het Wetenschappelijk Onderzoek in Nijverheid en Landbouw, o.a. opdrachtgever van de bodemkartering

KBW: Karakterisatie Bodems van de Vlaamse Onbevaarbare Waterlopen

LD: laserdiffractie

MO: Minerale olie

N: stikstof

Ni: nikkel

OS: organische stofgehalte, procentueel uitgedrukt

Osdikte: produkt van het organische stofgehalte (%) en de dikte van de bemonsterde laag (cm)

P: fosfor, uitgedrukt als mg/kg DS

PAKs: poly-aromatische koolwaterstoffen

Pb: lood

PCBs: polychloorbifenylen

R: correlatiecoëfficiënt

R₂: determinatiecoëfficiënt

S: zwavel, uitgedrukt als mg/kg DS

Sdikte: produkt van het zwavelgehalte (mg/kg droge bodem) en de dikte van de bemonsterde laag (cm)

VC1&2: verontreinigingscriterium voor bestemmingstype 1 & 2

VLAREA: Vlaams reglement inzake afvalvoorkoming en -beheer, Decreet van de Vlaamse Gemeenschap van 20 april 1994

VLAREBO: Decreet van de Vlaamse Gemeenschap van 22 februari 1995 betreffende de bodemsanering

Zn: Zink

Begrippen

Aëroob: in de aanwezigheid van zuurstof, zuurstofverbruikend, zuurstof aanwezig in de omgeving

Alluviale vlakte: vlakte waar overstromende waterlopen slib afzetten

Anaëroob: zonder zuurstof in de omgeving, niet zuurstofverbruikend

Antropogeen: ontstaan door menselijke activiteit

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 wegen (zie ook de definitie in Vandecasteele *et al.* (1998))

Baggerspecie: bodemmateriaal vrijkomend bij het onderhoud van bevaarbare waterlopen

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 in de plaats, de schaal en de verdeling van gegevens.

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

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

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

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

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

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

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

Oxideren: chemisch verbinden met zuurstof of andere oxidantia

pH: eenheid waarin de zuurtegraad wordt uitgedrukt

Reduceren: chemische verwijdering van de aanwezige zuurstof

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

Uitgebreide 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

Waterbodem: bodem van oppervlaktewateren

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

Literatuurlijst

- Ameryckx, J. B., Verheyen W. & Vermeire R. 1995. Bodemkunde.
- Belgisch Staatsblad. 1987. Koninklijk Besluit betreffende de handel en het gebruik van stoffen bestemd voor dierlijke voeding. 10 september 1987.
- Boucneau, G. 1998. Geographical information science applied to soils of West-Flanders. Thesis submitted in fulfilment of the requirements for the degree of Doctor (Ph.D.) in Applied Biological Sciences. Academiejaar 1997-1998. Faculteit Landbouwkundige en Toegepaste Biologische Wetenschappen. Universiteit Gent.
- Cornelis, C. en Geuzens, P. 1995. Voorstel tot normering van bodemverontreiniging door zware metalen en metalloïden. Studie uitgevoerd in opdracht van de OVAM. VITO/MIE/DI/95-03. Afdeling Leefmilieu, april 1995.
- Coucke V. & Marchand K. 1990. Problematiek van de zware metalen in baggerspecie. Eindwerk gegradueerde in de Chemie. Industriële Hogeschool van het gemeenschapsonderwijs C.T.I. Gent.
- Daels, L., Kerrinx, H., Marius, M. C., Stoops, G., Verhoeven, K., Verhoeve, A. 1991. Het Scheldevalleiproject. Een cultuurhistorisch-geografische verkenning. Bestendige Deputatie van de Provincieraad van Oost-Vlaanderen, Gent. D/1992/5139/3.
- Decler, K. 1994. Herstel laagveenmoeras in de Leiemersen (West-Vlaanderen). *De Levende Natuur*, 95(6), 218-219.
- Decler, K. 1999. Mogelijkheden en randvoorwaarden voor natuur en natuurontwikkeling op baggergronden. In: Landbouw, bos en natuur op baggergronden. Studiedag 19 november 1999. Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap en Universiteit Gent.
- De Haan, W., Otten, K.J., Heynen, J.J.M., Folkerts, H. & Elsmann, M. 1998. Field monitoring of ripening of dredged material at three sites in the Netherlands (preliminary results). *Wat. Sci. Tech.* 37 (6-7), 371-378.
- De Loose, L. 1996. Gemeentelijk natuurontwikkelingsplan Merelbeke. O.l.v. Prof. Dr. R. Verheyen. VIA, Groep Toegepaste Ekologie, Antwerpen.
- De Vos, B. 1994. Rapport Leie/menen. Juli 1994. Addendum bij rapport juni 1993. Laboratorium voor bosbouw, Universiteit Gent.
- De Vos, B. 1995a. Rapport Leie/menen. Juli 1995. Addendum bij rapport juni 1993, addendum bij rapport juli 1994. Laboratorium voor bosbouw, Universiteit Gent.
- De Vos, B. 1995b. De concentratie van zware metalen in het blad van eik, es, elsen en populier gegroeid op zes mengsubstraten van brak baggerslib. Containerproef 1992-1995. Februari 1995. Laboratorium voor bosbouw, Universiteit Gent.
- Dries, V. 1999. Het bodemsaneringsdecreet: een belemmering voor een actief beheer van baggergronden? In: Landbouw, bos en natuur op baggergronden. Studiedag, 19 november 1999. Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap en Universiteit Gent.
- Dudal, R. 1998. The soil map of Belgium in a European framework. *Pedologie – Themata*, 5, blz. 13-19. Gent, Belgian Soil Science Society.
- Edwards, S.C., Macleod, C.L. & Lester, J.N. 1998. The bioavailability of copper and mercury to the common nettle (*Urtica dioica*) and the earthworm *Eisenia fetida* from contaminated dredge spoil. *Water, Air, and Soil Pollution*, 102, 75-90.
- Eriksen, J. & Mortensen, J.V. 1999. Soil sulphur status following long-term annual application of animal manure and mineral fertilizers. *Biol. Fertil. Soils*, 28, 416-421.
- Faber, J. & Klein, M. 2000. Perceptie van natuurrisico's van bodemverontreiniging. *Bodem*, 4, 144-146.
- Groen, N., Boudewijn, T. & de Jonge J. 2000. De effecten van overstroming van de uiterwaarden op de Steenuil. *De Levende Natuur*, 101, 143-148.
- Hendriks J., de Jonge J., den Besten P. & Faber J. 1997. Giftstoffen in het rivierengebied. Een belemmering voor natuurontwikkeling? *Landschap*, 14(3), 219-233.
- Hunter, B.A., Johnson, M.S. & Thompson, D.J. 1987. Ecotoxicology of copper and cadmium in a contaminated grassland ecosystem. *Journal of Applied Ecology*, 24, 573-586.
- Huvenne, P. & Lust, N. 1996. Rapport Leie/menen. Juli 1996. Addendum bij rapport juni 1993, addendum bij rapport juli 1994, addendum bij rapport juli 1995. Laboratorium voor bosbouw, Universiteit Gent.
- IWONL. 1963a. Bodemkaart van België. Verklarende tekst bij het kaartblad Melle 55 E. R. Leys & J. Ameryckx. Gent, Centrum voor Bodemkartering.
- IWONL. 1963b. Bodemkaart van België. Verklarende tekst bij het kaartblad Gent 55W. Ch. Sys & H. Vandenhoudt. Gent, Centrum voor Bodemkartering.
- IWONL. 1965. Bodemkaart van België. Verklarende tekst bij het kaartblad Gavere 70 W. R. Leys. Gent, Centrum voor Bodemkartering.
- IWONL. 1971. Bodemkaart van België. Verklarende tekst bij het kaartblad Oudenaarde 84E. Ch. Sys & H. Vandenhoudt. Gent, Centrum voor Bodemkartering.

- rWONL. 1976. Bodemkaart van België. Verklarende tekst bij het kaartblad Zwevegeng 97E. P. Hubert. Gent, Centrum voor Bodemkartering.
- Jones, K.C. & Johnston, A.E. 1989. Cadmium in cereal grain and herbage from long-term experimental plots at Rothamsted, UK. *Environ. Pollut.*, **57**, 199–216.
- Kongs, T. 1999. Natuurstudie Gentbrugse meersen, deel beschrijving. Voorlopige versie. Instituut voor Natuurbehoud, Brussel. IN 99.15
- Labrecque, M., Teodorescu, T.L. & Daigle, S. 1994. Effect of sludge application on early development of two *Salix* species: productivity and heavy metals in plants and soil solutions. In Proceedings of the Conference Willow vegetation filters for municipal wastewaters and sludges: A biological purification system. Sweden, 5-10 June 1994. P. Aronsson and K. Perttu (Eds.) Swedish University of Agricultural Sciences. ISBN 91-576-4916-2. Blz. 157-165.
- Landberg, T. & Greger, M. 1994. Can heavy metal tolerant clones of *Salix* be used as vegetation filters on heavy metal contaminated land. In Proceedings of the Conference Willow vegetation filters for municipal wastewaters and sludges: A biological purification system. Sweden, 5-10 June 1994. P. Aronsson and K. Perttu (Eds.) Swedish University of Agricultural Sciences. ISBN 91-576-4916-2. Blz. 133-144.
- Laskowski, R. 1991. Are the top carnivores endangered by heavy metal biomagnification? *Oikos*, **60**(3), 387-390.
- Leyman, A. & Lust, N. 1998. Groei van bomen en bossen op baggerslib met hoge PAK-gehalten. Onderzoeksproject in opdracht van de Vlaamse Minister van Openbare Werken, Vervoer en Ruimtelijke Ordening. Eindrapport, 1998. Laboratorium voor Bosbouw, Universiteit Gent.
- Lorenz, S.E., Hamon, R.E., McGrath S.P., Holm, P.E. & Christensen, T.H. 1994. Applications of fertilizer cations affect cadmium and zinc concentrations in soil solutions and uptake by plants. *European Journal of Soil science*, June 1994, **45**, 159-165.
- Martin, M.H., Duncan, E.M. & Coughtrey, P.J. 1982. The distribution of heavy metals in a contaminated woodland ecosystem. *Environmental pollution (series B)*, **3**, 147-157.
- Mathsoft. 1999. S PLUS 2000. Modern Statistics and Advanced Graphics. Guide to Statistics. Data analysis products division. Mathsoft, Seattle.
- Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap. 1995. Methodologische studie naar de inventarisatie, de ecologische effecten en de saneringsmogelijkheden van de bodems van de Vlaamse waterlopen. Eindrapport – deel evaluatie.
- Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap. 1998a. Karakterisatie van de bodems van de Vlaamse onbevaarbare waterlopen.
- Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap. 1998b. Handboek voor de karakterisatie van de bodems van de Vlaamse waterlopen, volgens de Triade.
- Morthier, S. 1995. Opname door planten van zware metalen in baggerstortgronden. Scriptie voorgedragen tot het behalen van de graad van Bio-ingenieur in de milieutechnologie. Academiejaar 1994-1995. Faculteit Landbouwkundige en Toegepaste Biologische Wetenschappen, Universiteit Gent.
- Mugger, C.C., Pape, Th. & Buurman, P. 1997. Laser grain-size determination in soil genetic studies. 2. Clay content, clay formation, and aggregation in some Brazilian oxisols. *Soil Science*, **162** (3), 219-228.
- OVAM. 1996. Afvalstoffenanalyse compendium. Herwerkte versie juni 1996.
- Punshon, T. 1996. Heavy metal resistance in *Salix*. Thesis submitted in partial fulfilment of the requirements for the degree of Doctor of Philosophy at the Liverpool John Moores University. May 1996. School of Biological and Earth Sciences, Liverpool.
- Riddell-Black, D. 1994. Heavy metal uptake by fast growing willow species. In Proceedings of the Conference Willow vegetation filters for municipal wastewaters and sludges: A biological purification system. Sweden, 5-10 June 1994. P. Aronsson and K. Perttu (Eds.) Swedish University of Agricultural Sciences. ISBN 91-576-4916-2. Blz. 145-151.
- Ruban, V., Parlanti, E., Riffé, C., Amblès, A., Six, P. & Jambu, P. 1998. Migration of micropollutants in a dredging amended soil in Northern France. *Agrochimica* **42** (1-2), 59-71.
- Schollen, K. 2000. Evaluatie van de mogelijkheden van het bebossen van baggergronden aan de hand van enkele invertebratengroepen. Scriptie voorgelegd tot het behalen van de graad van Licentiaat in de Biologie (richting dierkunde). Academiejaar 1999-2000. Faculteit van de wetenschappen (vakgroep Biologie). Universiteit Gent.
- Singh, S.P., Tack, F.M. & Verloo, M.G. 1998. Heavy metal fractionation and extractability in dredged sediment derived surface soils. *Water, Air, and Soil Pollution*, **102**, 313-328.
- Singh, S.P., Tack, F.M.G., Gabriels, D. & Verloo, M.G. 2000. Heavy metal transport from dredged sediment derived surface soils in a laboratory rainfall simulation experiment. *Water, Air, and Soil Pollution*, **118**, 73-86.
- Smit, H., Smits, R., van der Velde, G. & Coops, H. 1997. Ecosystem Responses in the Rhine-Meuse Delta During Two Decades After Enclosure and Steps Towards Estuary Restoration. *Estuaries*, **20** (3), 504-520.

- Tack, F.M.G., Callewaert O.W.J.J. & Verloo, M.G. 1996. Metal solubility as a function of pH in a contaminated, dredged sediment affected by oxidation. *Environmental Pollution*, 91 (2), 199-208.
- Tack F.M.G., Verloo M.G., Vanmechelen L. & Van Ranst E. 1997. Baseline concentration levels of trace elements as a function of clay and organic carbon contents in soils in Flanders (Belgium). *Sci. Tot. Environ.* 201 (1997) 113-123.
- Tack, F.M.G., Singh S.P. & Verloo, M.G. 1998. Heavy metal concentrations in consecutive saturation extracts of dredged sediment derived surface soils. *Environmental Pollution*, 103, 109-115.
- Tack, F.M.G., Singh S.P. & Verloo, M.G. 1999. Leaching behaviour of Cd, Cu, Pb and Zn in surface soils derived from dredged sediments. *Environmental Pollution*, 106, 107-114.
- Vandecasteele, B. 1996. Effekten van *Lumbricus terrestris* en *Salix fragilis* op de verdeling van koolwaterstoffen in een baggerslibgrond. Scriptie voorgedragen tot het behalen van de graad van Bio-ingenieur in het land- en bosbeheer. Academiejaar 1995-1996. FLTBW, Universiteit Gent.
- Vandecasteele B. & De Vos B., 2000. Textuuranalyses a.d.h.v. laserdiffractie. Bepalen van overeenkomstige grenzen van de klei-, leem- en zandfractie in vergelijking met de zeef- en pipetmethode. Februari 2000. Instituut voor Bosbouw & Wildbeheer, Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap. IBW Bb R 2000.01
- Vandecasteele B., De Vos B., Lauriks R. & Buysse C., 1999. Baggergronden in Vlaanderen. Eerste resultaten langs de Zeeschelde, de Leie en de IJzer. December 1999. In opdracht van Administratie Waterwegen en Zeewez. Instituut voor Bosbouw & Wildbeheer, Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap. IBW Bb R 99.004
- Vandecasteele B., De Vos B., Lauriks R. & Buysse C., 2000. Baggergronden in Vlaanderen. Analyses van de bladstalen '97, '98 en '99. Mei 2000. In opdracht van Administratie Waterwegen en Zeewez. Instituut voor Bosbouw & Wildbeheer, Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap. IBW Bb R 2000.004
- van den Berg, G.A. & Loch, J.P.G. 2000. Decalcification of soils subject to periodic waterlogging. *European Journal of Soil Science*, 51, 27-33.
- van der Scheer, A. & Gerritsen, J.B.M. 1998. Inventarisatie bodemkwaliteit oevergebieden Nieuwe Merwede. RIZA-rapport 98.o.36. Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalbehandeling, Lelystad.
- van Driel, W., van Luit, B., Smilde, K.W. & Schuurmans, W. 1995. Heavy-metal uptake by crops from polluted river sediments covered by non-polluted topsoil. i. Effects of top soil depth on metal contents. *Plant and Soil*, 175, 93-104.
- Van Meirvenne M. 1998. Predictive quality of the Belgian soil survey information. *Pedologie-Themata*, 5, 21-29. Gent, Belgian Soil Science Society.
- Van Noordwijk, M., van Driel, W., Brouwer, G. & Schuurmans, W. 1995. Heavy-metal uptake by crops from polluted river sediments covered by non-polluted topsoil. ii. Cd-uptake by maize in relation to root development. *Plant and Soil*, 175, 105-113.
- van Straalen, N.M. & Denneman, C.A.J. 1989. Ecotoxicological Evaluation of Soil Quality Criteria. *Ecotoxicology and environmental safety*, 18, 241-251.
- van Strydonck, M. & de Mulder, G. 2000. De Schelde Verhaal van een rivier. Davidsfonds, Leuven.
- Verloo, M. 1994. Bemestingsleer. Studentencursus. Faculteit Landbouwkundige en Toegepaste Biologische wetenschappen, Vakgroep Toegepaste Analytische en Fysische Chemie, Lab. Analytische Chemie en toegepaste Ecochemie. 141 p.
- Vlaamse Gemeenschap, 1995. Decreet van de Vlaamse Gemeenschap van 22 februari 1995 betreffende de bodemsanering. Belgisch Staatsblad, 29 april 1995.
- VLAREBO. 1996. Besluit van de Vlaamse regering houdende vaststelling van het Vlaams reglement betreffende de bodemsanering. Belgisch Staatsblad, 27 maart 1996.
- VLM, 1997. Fosfaatverzadiging van zandige bodems in Vlaanderen. Meise, 29 mei, 1997. VLM, Vakgroep Bodembeheer en -hygiëne Universiteit Gent, Vakgroep Toegepaste Analytische en Fysische Chemie Universiteit Gent, Laboratorium voor Bodemvruchtbaarheid en Bodembiologie Katholieke Universiteit Leuven.
- VMM, 1996. Milieu- en natuurrapport Vlaanderen 1996. Leren om te keren. Wetenschappelijke rapporten.
- VMM, 1998. MIRA-T 1998 Milieu- en natuurrapport Vlaanderen: thema's. Wetenschappelijke rapporten.
- Wijdeveld, A.J., Smits, J.G.C. & Vink, J.P.M. 1997. Mobiliteit van verontreinigingen: systeemanalyse voor herinrichtingen. Verkenning voor zware metalen en arseen, functioneel ontwerp instrumentarium. April 1997. RIZA-rapport 97.004. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, RIZA, Den Haag.
- Worm B., Bos S., Bakker L., Spek M. 1998. Natuurontwikkeling op verontreinigde locaties, een beslissingsmodel en de eerste ervaringen. Landschap 1998 15/4, 195-210.

Dank aan awz, afdeling Beleid Havens, Waterwegen en Zeewezen en in het bijzonder aan de heren Jan Strubbe, Jozef Van Hoof en Louis De Bisschop voor het mogelijk maken van dit project. Verschillende diensten van awz en AMINAL, OVAM, de provincies Oost- en West-Vlaanderen en gemeentebesturen bezorgden ons bruikbare informatie. Hulp bij het terreinwerk en bij het malen van de blad- en bodemstalen kregen we van Rik Delameilleure, Jan Van de Pontsele, Serge Goossens, Jan Smet, Tom Mels, Tom Brichau, Johnny en Brendan, Tinne Provoost, Stefaan Moreels, Michael Bekaert, Bart Cosyn en vele anderen.

Een welgemeend dankuwel voor Els Mencke, Anja Derop, Athanaska Verhelst en Dorien Depraeter voor het uitvoeren van de labo-analyses. Luc Verhaest van awz afdeling Bovenschelde en Mark Esprit willen we danken voor het nalezen van de teksten.

Er was een informele samenwerking met de collega's van het labo voor Bosbouw (Universiteit Gent) en het Instituut voor Natuurbehoud. Bedankt ook aan de collega's van het IBW voor de interesse en de uitwisseling van gegevens en in het bijzonder aan Jurgen Samyn voor het oplossen van de grs-problemen en aan Paul Quataert voor de hulp bij de statistische verwerking.

En tot slot een stevige schouderklop voor Filip Coopman voor het verzorgen van de contacten met de digitale drukkerij.