

Bepaling kritische lasten voor zware metalen

Anne Gobin, Wim Vanden Auweele, Els Willems, Greet Verlinden
(Bodemkundige Dienst van België)
Lotte Van Nevel, Kris Verheyen
(Labo voor Bosbouw, Universiteit Gent)

**Studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse
Milieumaatschappij, MIRA**

MIRA/2005/06



Dit rapport verschijnt in de reeks MIRA Ondersteunend Onderzoek van de Vlaamse Milieumaatschappij. Deze reeks bevat resultaten van onderzoek gericht op de wetenschappelijke onderbouwing van het Milieurapport Vlaanderen.

Dit rapport is ook beschikbaar via www.milieurapport.be

Contactadres:

Vlaamse Milieumaatschappij
Milieurapportering (MIRA)
Van Benedenlaan 34
2800 Mechelen
tel. 015 45 14 66
mira@vmm.be

Wijze van citeren:

Gobin, A., Van Nevel, L., Vanden Auweele, W., Willems, E., Verlinden, G., Verheyen, K. (2006), Bepaling kritische lasten voor zware metalen, studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij, MIRA, MIRA/2005/06, Labo voor Bosbouw (UGent) en Bodemkundige Dienst van België.

INHOUDSTAFEL

1	INLEIDING	10
1.1	KRITISCHE LAST	10
1.2	SITUERING EN DOELSTELLING VAN DE STUDIEOPDRACHT	10
1.3	GEBRUIKTE METHODE	10
1.3.1	<i>Selectie zware metalen</i>	11
1.3.2	<i>Selectie ecosystemen</i>	11
1.3.3	<i>Bepaling kritische lasten voor Pb, Cd en Hg</i>	12
1.4	OPSCHALING	17
2	BEREKENING KRITISCHE LASTEN VOOR GRASLANDEN	19
2.1	GRASLANDTYPES	19
2.1.1	<i>Classificatie/indeling</i>	19
2.1.2	<i>Ecologische waarde van de graslanden</i>	21
2.1.3	<i>Bodemeigenschappen van de graslanden</i>	23
2.2	BEPALING VAN DE NETTO METAALOPNAME DOOR OOGSTBARE DELEN VAN DE PLANT, M_U	24
2.2.1	<i>Fractie van de opname van het metaal door de plant in de beschouwde bodemdiepte, $f_{M_{u,z}}$</i>	24
2.2.2	<i>Opbrengst van de oogstbare plantendelen, Y_{ha}</i>	24
2.2.3	<i>Concentratie van het metaal in de oogstbare plantendelen, $[M]_{ha}$</i>	26
2.2.4	<i>Opname van het zware metaal in de oogstbare plantendelen onder kritische last condities, M_U</i>	27
2.3	BEPALING VAN DE KRITISCHE UITSPOELINGSFLUX	27
2.3.1	<i>Drainageflux uit de beschouwde bodemlaag, Q_{le}</i>	27
2.3.2	<i>Kritische totale concentratie van het metaal M in het drainagewater, $[M]_{tot, sdw(crit)}$</i>	28
2.3.3	<i>Kritische uitspoelingsflux van het zware metaal M uit de beschouwde bodemlaag, $M_{le(crit)}$</i>	30
2.4	BEPALING KRITISCHE LAST VOOR ECOTOXICOLOGISCHE EFFECTEN	31
2.4.1	<i>Kritische last voor Cd</i>	31
2.4.2	<i>Kritische last voor Pb</i>	33
2.5	BEPALING KRITISCHE LAST VOOR GEZONDHEIDSEFFECTEN	34
2.5.1	<i>Kritische last voor Cd</i>	34
2.5.2	<i>Kritische last voor Pb</i>	36
2.5.3	<i>Kritische last voor Hg</i>	37
3	BEREKENING KRITISCHE LASTEN VOOR HEIDE	39
3.1	HEIDETYPES	39
3.1.1	<i>Afbakening</i>	39
3.1.2	<i>Ecologische waarde van de heide</i>	40
3.1.3	<i>Bodemeigenschappen van heide</i>	42
3.2	BEPALING VAN DE NETTO METAALOPNAME DOOR OOGSTBARE DELEN VAN DE PLANT, M_U	42
3.3	BEPALING VAN DE KRITISCHE UITSPOELINGSFLUX	43
3.3.1	<i>Drainageflux uit de beschouwde bodemlaag, Q_{le}</i>	43
3.3.2	<i>Kritische totale concentratie van het metaal M in het drainagewater, $[M]_{tot, sdw(crit)}$</i>	43
3.3.3	<i>Kritische uitspoelingsflux van het zware metaal M uit de beschouwde bodemlaag, $M_{le(crit)}$</i>	44
3.4	BEPALING KRITISCHE LAST VOOR ECOTOXICOLOGISCHE EFFECTEN	45
3.4.1	<i>Kritische last voor Cd</i>	45
3.4.2	<i>Kritische last voor Pb</i>	46
3.5	BEPALING KRITISCHE LAST VOOR GEZONDHEIDSEFFECTEN	47
3.5.1	<i>Kritische last voor Cd</i>	48
3.5.2	<i>Kritische last voor Pb</i>	49
3.5.3	<i>Kritische last voor Hg</i>	50
4	BEREKENING KRITISCHE LASTEN VOOR BOSECOSYSTEMEN	52
4.1	BOSTYPES	52
4.1.1	<i>Indeling</i>	52
4.1.2	<i>Bodemeigenschappen van de bosecosystemen</i>	54

4.2	BEPALING VAN DE NETTO METAALOPNAME DOOR OOGSTBARE DELEN VAN DE PLANT, M_u	57
4.2.1	<i>Fractie van de opname van het metaal door de plant in de beschouwde bodemdiepte, $f_{Mu,z}$</i>	57
4.2.2	<i>Opbrengst van de oogstbare plantendelen, Y_{ha}</i>	57
4.2.3	<i>Concentratie van het metaal in de oogstbare plantendelen, $[M]_{ha}$</i>	59
4.2.4	<i>Opname van het zware metaal in de oogstbare plantendelen onder kritische last condities, M_u</i>	61
4.3	BEPALING VAN DE KRITISCHE UITSPOELINGSFLUX	62
4.3.1	<i>Drainageflux uit de beschouwde bodemlaag, Q_{le}</i>	62
4.3.2	<i>Kritische totale concentratie van het metaal M in het drainagewater, $[M]_{tot, sdw(crit)}$</i>	64
4.3.3	<i>Kritische uitspoelingsflux van het zware metaal M uit de beschouwde bodemlaag, $M_{le(crit)}$</i>	67
4.4	VERGELIJKING KRITISCHE LAST TUSSEN O- EN A_h -HORIZONT	67
4.5	BEPALING KRITISCHE LAST VOOR ECOTOXICOLOGISCHE EFFECTEN	69
4.5.1	<i>Kritische last voor Pb in de volledig bewortelde bodemlaag ($O + A_h$)</i>	71
4.5.2	<i>Kritische last voor Cd in de volledig bewortelde bodemlaag ($O + A_h$)</i>	73
4.5.3	<i>Kritische last voor Hg in de humuslaag (O)</i>	75
4.6	BEPALING KRITISCHE LAST VOOR GEZONDHEIDSEFFECTEN	76
4.6.1	<i>Kritische last voor Pb</i>	77
4.6.2	<i>Kritische last voor Cd</i>	79
4.6.3	<i>Kritische last voor Hg</i>	80
4.7	GEVOELIGHEIDSANALYSE	82
5	VERGELIJKING TUSSEN DE VERSCHILLENDE TERRESTRISCHE ECOSYSTEMEN	84
5.1	KRITISCHE LASTEN VOOR ECOTOXICOLOGISCHE EFFECTEN VAN Cd EN Pb OP BODEMMICRO-ORGANISMEN, PLANTEN EN INVERTEBRATEN	84
5.2	KRITISCHE LASTEN VOOR DE MENSELIJKE GEZONDHEIDSEFFECTEN VAN Cd, Pb, Hg BIJ INNAME ALS DRINKWATER	85
6	TOETSING VAN DE KRITISCHE CONCENTRATIES AAN DE ACTUELE CONCENTRATIES IN VLAANDEREN	87
6.1	K_D	87
6.2	BOSECOSYSTEMEN	88
6.3	GRASLANDEN	91
7	DISCUSSIE EN AANBEVELINGEN VOOR VERDER ONDERZOEK	94
7.1	TOEPASBAARHEID VAN DE METHODE VOOR ANDERE ECOSYSTEMEN	94
7.2	TOEPASBAARHEID VAN DE METHODE VOOR ANDERE ZWARE METALEN	94
7.3	DE RANDVOORWAARDEN EN BEREKENINGSWIJZEN VAN HET MODEL	94
7.4	ONZEKERHEID VAN INVOERVARIABLEN	95
7.5	VALIDATIE EN BETROUWBAARHEID VAN DE RESULTATEN	95
8	CONCLUSIES	96
8.1	ALGEMEEN	96
8.2	GRAS	96
8.3	HEIDE	97
8.4	BOS	97
9	REFERENTIES	99
10	BIJLAGEN	102
10.1	RELATIE PH BODEMOPLOSSING MET GEMETEN PH BODEM	102
10.2	METAALCONCENTRATIE IN DE BODEMOPLOSSING	102
10.3	BEREKENING VAN DE KRITISCHE TOTALE CONCENTRATIE VAN Pb EN Cd	104
10.4	RESULTATEN VAN DE TUKEY-TEST	105
10.4.1	<i>Kritische last voor Pb met het oog op ecotoxicologische effecten in de volledig bewortelde bodemlaag</i>	105
10.4.2	<i>Kritische last voor Cd met het oog op ecotoxicologische effecten in de volledig bewortelde bodemlaag</i>	106

10.4.3	<i>Kritische last voor Hg met het oog op ecotoxicologische effecten in de boshumuslaag</i>	
	107	
10.4.4	<i>Kritische last voor Pb met het oog op menselijke gezondheidseffecten bij inname als drinkwater</i>	109
10.4.5	<i>Kritische last voor Cd met het oog op menselijke gezondheidseffecten bij inname als drinkwater</i>	110
10.4.6	<i>Kritische last voor Hg met het oog op menselijke gezondheidseffecten bij inname als drinkwater</i>	111

Woord vooraf

Het begrip kritische last duidt op een maximaal toelaatbare depositie per eenheid van oppervlakte voor een bepaald ecosysteem zonder dat er op lange termijn schadelijke effecten verwacht worden op gevoelige elementen van de omgeving. In Vlaanderen werden kritische lasten gedefinieerd voor de verzurende of eutrofiërende effecten van stikstof- en zwaveldepositie op gras-, heide- en bosccosystemen.

Naar analogie met kritische lasten voor stikstof en zuurtegraad, zouden kritische lasten voor zware metalen toelaten om de waarden te toetsen aan actuele depositiegegevens in de context van de conventie inzake grensoverschrijdende luchtvervuiling over de lange afstand (CLRTAP). Totnogtoe bestaan er geen kritische lasten voor de zware metalen voor ecosystemen in Vlaanderen. De doelstelling van dit rapport is om de kritische lasten voor zware metalen voor Vlaamse ecosystemen te bepalen.

Een panel van internationale experts legde zich toe op de bepaling van kritische concentraties voor zware metalen, en de ontwikkeling van modellen en transferfuncties om metaaluitwisseling tussen vaste fase en opgeloste fase te begroten. Het resulterende ICP handboek (UBA, 2004) beschrijft een methode om de kritische lasten voor cadmium, lood en kwik te modelleren en karteren. Dit rapport past de ICP methode toe voor de gegevens en omstandigheden die van toepassing zijn in Vlaanderen om de kritische lasten voor gras-, heide- en bosccosystemen met betrekking tot ecotoxicologische effecten en gezondheidseffecten te bepalen voor drie zware metalen (cadmium, lood en kwik).

Samenvatting

Dit rapport beschrijft de methode die gebruikt werd om kritische lasten te bepalen voor de zware metalen cadmium, lood en kwik voor gras-, heide en bosccosystemen in Vlaanderen. Afhankelijk van de receptor en het zware metaal werden kritische lasten berekend voor ecotoxicologische effecten en voor gezondheidseffecten.

De methode beschreven in de ICP-handleiding (UBA, 2004) laat toe om de kritische lasten te berekenen voor gras-, heide- en bosccosystemen in Vlaanderen. Deze vormt een wetenschappelijke basis voor het definiëren en lokaliseren van gevoelige receptoren voor de metalen Pb, Cd en Hg. Door middel van een steady-state massabalans wordt de kritische last van een metaal bepaald als de som van de metaalopname door de oogstbare gedeelten van de plant en de kritische uitspoeling van het metaal. De uitspoelingsflux wordt berekend aan de hand van een eenvoudige klimaatsbalans op jaarbasis en de kritische metaalconcentratie in het bodemdrainagewater. De klimaatsbalans wordt berekend voor Vlaanderen op basis van geïnterpoleerde neerslag, interceptie en evapotranspiratie. Voor ecotoxicologische effecten werden kritische metaalconcentraties in de bodemoplossing berekend aan de hand van een equilibrium chemisch speciatiemodel, dat steunt op koolstofpercentage en zuurtegraad. Voor receptoren waarvoor geen bodemgegevens beschikbaar waren, werd opgeschaald volgens textuur en landbouwstreek. Voor gezondheidseffecten worden de maximale metaalconcentraties in drinkwater volgens de WHO gebruikt als kritische metaalconcentraties.

Algemeen liggen de kritische lasten voor menselijke gezondheidseffecten hoger dan deze voor ecotoxicologische effecten waardoor de effecten van atmosferische deposities verondersteld worden een grotere bedreiging te vormen voor de ecosystemen dan voor de mens. Het boscysteem heeft voor de kritische cadmiumlast voor ecotoxicologische effecten de hoogste waarde ($\bar{X} = 7,1 \text{ g}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{jr}^{-1}$), gevolgd door graslanden ($\bar{X} = 4,4 \text{ g}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{jr}^{-1}$). Voor de ecotoxicologische effecten van lood heeft grasland de hoogste waarde ($\bar{X} = 39,9 \text{ g}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{jr}^{-1}$), gevolgd door bos ($\bar{X} = 29,9 \text{ g}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{jr}^{-1}$). Heidegebied heeft zowel voor cadmium ($\bar{X} = 1,8 \text{ g}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{jr}^{-1}$) als voor lood ($\bar{X} = 9,9 \text{ g}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{jr}^{-1}$) de laagste kritische last voor ecotoxicologische effecten. Voor het boscysteem heeft de kritische kwiklast voor ecotoxicologische effecten een gemiddelde waarde van $0,2 \text{ g}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{jr}^{-1}$. Voor gezondheidseffecten heeft het boscysteem de hoogste waarde voor cadmium ($\bar{X} = 9 \text{ g}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{jr}^{-1}$) en voor kwik ($\bar{X} = 2,6 \text{ g}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{jr}^{-1}$), gevolgd door gras ($\bar{X} = 5,6 \text{ g}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{jr}^{-1}$ voor cadmium en $\bar{X} = 1,4 \text{ g}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{jr}^{-1}$ voor kwik). De kritische loodlast voor gezondheidseffecten is het hoogst voor grasland ($\bar{X} = 47 \text{ g}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{jr}^{-1}$), gevolgd door bos ($\bar{X} = 33,8 \text{ g}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{jr}^{-1}$). Heidegebied heeft voor zowel cadmium ($\bar{X} = 2 \text{ g}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{jr}^{-1}$) als lood ($\bar{X} = 6,9 \text{ g}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{jr}^{-1}$) en kwik ($\bar{X} = 0,7 \text{ g}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{jr}^{-1}$) de laagste kritische last voor gezondheidseffecten.

De toetsing van de kritische concentraties aan de actuele concentraties werd doorgerekend op basis van de distributiecoëfficiënt K_d , die de vast-vloeibaar verdeling van een element uitdrukt en op basis waarvan de metaalconcentratie in poriënwater kan berekend worden. Voor ecotoxicologische effecten bij graslanden, zijn de overschrijdingspercentages van de metaalconcentraties in poriënwater tegenover de kritische metaalconcentraties in drainagewater van cultuurgraslanden 7,6% voor lood en 22,5% voor cadmium. Voor gezondheidseffecten bij graslanden, bedragen de overschrijdingspercentages van de metaalconcentraties in poriënwater tegenover de kritische metaalconcentraties in drainagewater 14,5% voor cadmium, 0 % voor kwik en 1,5 % voor lood. De overschrijding van de kritische grenzen voor Pb in 84 - 86 % van de bospercelen en voor Cd in 96 - 98 % van de bospercelen betekent dat de actuele depositie lager zal moeten liggen dan de kritische last om negatieve effecten voor het ecosysteem en voor de mens op termijn te vermijden. Voor bosccosystemen laat de geolocalisatie van de percelen toe om de overschrijdingen ruimtelijk voor te stellen.

Een evaluatie en een aantal aanbevelingen voor verder onderzoek met betrekking tot de berekening van kritische lasten situeren zich rond de toepasbaarheid van de methode voor andere ecosystemen en andere zware metalen, de onzekerheden die samenhangen met de berekeningsmethode en de kwaliteit en ruimtelijke verdeling van de invoervariabelen. De belangrijkste tekortkomingen van de methodiek kunnen enkel worden opgevangen in een dynamische modelleromgeving met verder uitgewerkte temporele en ruimtelijke verfijningen en verhoogde beschikbaarheid van invoergegevens. Overschrijdingen van de berekende kritische lasten kunnen ruimtelijk voorgesteld worden indien ze getoetst worden aan depositiemetingen.

Lijst van gebruikte afkortingen

boniteit	een maatstaf die de kwaliteit van de groeiplaats voor een bepaalde boomsoort weerspiegelt
boniteitsklasse	standplaatskwaliteit
BWK	Biologische Waarderingskaart
CLRTAP	Convention on Long Range Transboundary Air Pollution
CL(M)	kritische last voor een zwaar metaal M ($\text{g ha}^{-1} \text{jr}^{-1}$)
CUBGR	cultuurgrasland met waardevolle elementen
CUGR	cultuurgrasland
DRHE	droge heide
ET_{ref}	Referentie Evapotranspiratie = de waterconsumptie van een referentiegewas (gras) en bestaat uit de transpiratie van het gewas en de evaporatie van de bodem (mm jr^{-1})
ET_a	Evapotranspiratie van een specifiek gewas (mm jr^{-1})
EUNIS	European Nature Information System
GJA	gemiddelde jaarlijkse aanwas van het stamvolume bij bomen ($\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1}$)
HEGR	heischraal grasland
HIBBOD	Historische Bosbodem Databank
IN	Instituut voor Natuurbehoud
KAGR	kalkgrasland
K_d	distributiecoëfficiënt nl de verhouding van de metaalconcentratie op de vaste fase tov de metaalconcentratie in de bodemoplossing:
kritische last	de hoogste totale inpuhoeveelheid waaronder op lange termijn geen negatieve effecten op gevoelige elementen van de omgeving verwacht worden volgens onze huidige kennis
$[M]_{\text{ha}}$	Concentratie van het zware metaal in de oogstbare plantendelen
$M_{\text{le(crit)}}$	kritische uitspoelingsflux van het zware metaal M uit de beschouwde bodemlaag, waarbij enkel de verticale flux wordt beschouwd ($\text{g ha}^{-1} \text{jr}^{-1}$)
$[M]_{\text{tot, sdw(crit)}}$	kritische totale concentratie van het metaal M in het drainagewater (mg m^{-3}) van de beschouwde bodemdiepte
M_u	opname van het zware metaal in de oogstbare delen van het gewas onder kritische last condities ($\text{g ha}^{-1} \text{jr}^{-1}$)
NAHE	natte heide
NZGR	neutraal-zuur grasland
OM	Organische stofgehalte (%)
pH-H ₂ O	zuurtegraad van de bodem, gemeten in waterextract
pH-KCl	zuurtegraad van de bodem, gemeten in een KCl-extract
Q_{le}	drainageflux uit de beschouwde bodemlaag (m jr^{-1})
UNECE	United Nations Economic Commission for Europe
WHO	Wereld Gezondheidsorganisatie
ZUGR	zuur grasland

1 Inleiding

1.1 Kritische last

Het begrip 'kritische last' wordt door UBA (2004) gedefinieerd als “*de hoogste totale inpuhoeveelheid waaronder op lange termijn geen negatieve effecten op gevoelige elementen van de omgeving verwacht worden volgens onze huidige kennis*”. Deze definitie is toepasbaar op ecosystemen (terrestrische ecosystemen, aquatische ecosystemen, grondwater) en/of de mens, maar wordt meestal gebruikt om de effecten op lange termijn van atmosferische deposities op ecosystemen te schatten.

Kritische lasten werden voor Vlaanderen reeds gedefinieerd voor de verzurende of eutrofiërende effecten van stikstof- en zwaveldepositie, in graslanden, heidegebieden en bosesystemen (Meykens et al., 2000; Craenen & Tack, 1996; Neiryck et al., 2001).

1.2 Situering en doelstelling van de studieopdracht

Totnogtoe bestaan er geen kritische lasten voor de zware metalen voor ecosystemen in Vlaanderen. De vastlegging van deze kritische lasten zou toelaten om deze lasten te toetsen aan de depositiegegevens voor zware metalen en zo de mate van bedreiging voor deze ecosystemen op lange termijn in te schatten.

De doelstelling van deze studieopdracht is om de kritische lasten voor zware metalen voor Vlaamse ecosystemen te bepalen. De berekening beoogt het opstellen van ruimtelijk verspreide kritische lasten die de gevoeligheid van bepaalde ecosystemen voor de antropogene input van een bepaald metaal weergeven.

In een latere fase kunnen deze kritische lasten getoetst worden aan de depositiegegevens voor Vlaanderen. Waar mogelijk zal een toetsing van de kritische concentraties aan actuele concentraties gebeuren.

1.3 Gebruikte methode

In 1979 werd de 'Convention on Long Range Transboundary Air Pollution' (LRTAP) over de grensoverschrijdende transporten van luchtverontreiniging in het kader van het United Nations Economic Commission for Europe (UNECE) afgesloten. Naar aanleiding van deze conventie werden talrijke wetenschappelijke workshops georganiseerd waarbij kritische lasten voor receptoren en methoden om deze te bepalen werden gedefinieerd. Hieruit vloeide de 'Manual on methodologies and criteria for Mapping Critical Loads/Levels and geographical areas where they are exceeded' (UBA, 1996). Deze handleiding voorziet in een wetenschappelijke basis voor het verwerven en analyseren van data op basis waarvan het mogelijk is om gevoelige receptoren en locaties te definiëren en te lokaliseren, de ruimtelijke spreiding van kritische lasten te bepalen en overschrijdingen van deze kritische lasten ruimtelijk voor te stellen.

In 1998 werd het Protocol over Zware Metalen aangenomen. Een methode om kritische lasten voor zware metalen te bepalen werd in 2004 in een extra hoofdstuk aan de ICP-handleiding (UBA, 2004) toegevoegd. Dit hoofdstuk vormt de basis van de berekeningen in dit rapport.

1.3.1 Selectie zware metalen

Voor de berekening van de kritische last voor zware metalen wordt gebruik gemaakt van de methode beschreven in de ICP-handleiding. Aangezien er enkel voor de metalen Pb, Cd en Hg een uitgebreide methodiek bestaat, beperkt deze studie zich tot deze drie zware metalen. Het effect van Pb en Cd op de beschouwde ecosystemen (bos, heide, grasland) uit zich als een effect op micro-organismen, planten en invertebraten bij een te hoge vrije metaalconcentratie in de bodemoplossing.

Kwik komt grotendeels in gasvorm voor en wordt neergeslagen via regen. Een belangrijke hoeveelheid Hg wordt opgenomen door het bladerdek in bossen. Bij bladval komt heel wat Hg in de bodem terecht en dan voornamelijk in de organische laag. Organische (top)lagen van de bosbodem worden beschouwd als de enige kritische receptoren van atmosferische kwik pollutie omwille van de sterke associatie van kwik met organische stof en het negatieve effect van hoge Hg-concentraties op de bodemmicro-organismen en de invertebraten (Meili et al., 2003).

1.3.2 Selectie ecosystemen

Dit rapport spitst zich toe op terrestrische ecosystemen. De bepaling van kritische lasten voor terrestrische ecosystemen kan op verschillende manieren gebeuren. Er kunnen kritische lasten met betrekking tot menselijke gezondheid opgesteld worden (door opname van metalen via voedingsproducten) en er kunnen kritische lasten opgesteld worden met betrekking tot het optimaal functioneren van het ecosysteem. In deze studie wordt hoofdzakelijk de tweede piste gevolgd. Dit houdt in dat er geen akkerland en bijhorende plantproductie zal beschouwd worden, maar dat de studie zich beperkt tot semi-natuurlijke ecosystemen. Kritische lasten met betrekking tot de menselijke gezondheid zullen wel worden opgesteld voor de bescherming van de grondwaterkwaliteit en drinkwater.

In de studie worden de volgende ecosystemen opgenomen:

- grasland (kalkgrasland, zuur grasland, neutraal-zuur grasland, extensief uitgebaat cultuurgrasland)
- heidegebieden (natte heidegebieden, droge heidegebieden, heischraal grasland)
- bos (naald- en loofbos, met onderverdeling naar hoofdboomsoort)

De locatie van de verschillende types grasland en heidegebied wordt afgeleid van de Biologische Waarderingskaart (BWK, Instituut voor Natuurbehoud). De locatie van de verschillende bostypes gebeurt op basis van de actuele Boskartering (AMINAL, afdeling Bos & Groen, 2000). Bij de berekening van de kritische lasten wordt ook rekening gehouden met de hoofdboomsoort volgens de Boskartering. Op deze manier werden kaarten geproduceerd met de afbakening van de beschouwde ecosystemen. Een overzicht van de verschillende afgebakende ecosystemen en hun oppervlakteaandeel wordt hieronder gegeven. Een gedetailleerde beschrijving van de verschillende subtypes kan men vinden in sectie 2.1 voor graslanden, in sectie 3.1 voor heidegebieden en in sectie 4.1 voor bosesystemen.

Tabel 1 Aandeel in oppervlakte van de verschillende ecosystemen.

subtypes	totaal areaal (ha)	% totale opp vh ecosysteem
Graslanden		
Kalkrijke graslanden	863	0,56
Neutraal-zure graslanden	32915	21,27
Zure graslanden	622	0,4
Cultuurgraslanden	53372	34,48
Cultuurgraslanden - licht bemest	67014	43,29
Totaal	154786	11,45*
Heidegebieden		
Natte Heide	2431	20,54
Droge Heide	7363	62,22
Heischraal grasland	2040	17,24
Totaal	11835	0,88*
Bosgebieden		
Beuk	5020	3,43
Eik/ Am.eik	12375	8,45
Populier	23635	16,15
Ander loof/ mengingen	36813	25,15
Lork	2587	1,77
Gewone den	39286	26,84
Zwarte den	10886	7,44
Fijnspar	3147	2,15
Douglas	481	0,33
Ander naald/ mengingen	3888	2,66
Totaal	146381	10,83*

* in percentage totale oppervlakte van Vlaanderen

1.3.3 Bepaling kritische lasten voor Pb, Cd en Hg

De methode om kritische lasten voor zware metalen te bepalen is gebaseerd op de opmaak van een balans van alle metaalstromen in en uit het beschouwde ecosysteem in een steady-state situatie (steady-state massabalans methode). Interne processen zoals sorptie, verwerking, uitloging en eluatie worden verwaarloosbaar verondersteld ten opzichte van uitspoeling, naar analogie met de berekening van kritische lasten voor verzuring en vermisting. De natuurlijke aanvoer in het systeem via interne processen zoals verwerking kan volgens het handboek verwaarloosd worden gezien het minimale belang in het geheel en de hoge onzekerheid omtrent de berekeningsmethode.

Afbakening

In de eerste plaats moet het beschouwde systeem waarop de massabalans berekend wordt, gedefinieerd worden. Voor de horizontale afbakening worden de grenzen van de BWK-karteereenheden (voor gras en heide) of de afbakening op basis van de actuele boskartering genomen.

De verticale afbakening wordt bepaald door de dikte van de bodemlaag. Voor Pb en Cd wordt verondersteld dat ecotoxicologische effecten en ook de opname van het metaal door de plant bijna uitsluitend plaatsvindt in de organische laag (O-horizont) en de humusrijke minerale (top)laag (A_h). Bijgevolg is het voor grasland en heide voldoende om enkel de A_h -horizont in beschouwing te nemen ($z = 0,1$ m). Voor bossen waar de bodem bedekt is met een O-horizont moet de kritische last voor de O-horizont en voor de A_h -horizont apart bekeken en berekend worden. De meest gevoelige van beide lagen wordt gebruikt om een gevoeligheidskaart op te stellen.

Kritische last, CL

De kritische last van een metaal kan bepaald worden als de som van de toelaatbare metaalopname door de plant en de kritische uitspoeling van het metaal:

$$CL(M) = M_u + M_{le(crit)} \quad [1]$$

met

$CL(M)$ = kritische last voor een zwaar metaal M ($g\ ha^{-1}\ jr^{-1}$)

M_u = opname van het zware metaal in de oogstbare delen van het gewas onder kritische last condities ($g\ ha^{-1}\ jr^{-1}$)

$M_{le(crit)}$ = kritische uitspoelingsflux van het zware metaal M uit de beschouwde bodemlaag, waarbij enkel de verticale flux wordt beschouwd ($g\ ha^{-1}\ jr^{-1}$)

Opname van het zware metaal in de oogstbare delen van het gewas onder kritische lastcondities, M_u

Voor de meeste metalen is er geen duidelijke relatie tussen de metaalconcentratie in de bodemoplossing en de metaalconcentratie in de oogstbare delen van de plant. Selectieve opname, uitsluiting van metalen door de wortels of detoxificatie door accumulatie in bepaalde weefsels beïnvloeden de metaalconcentratie in de oogstbare delen van de plant. Bijgevolg moet gezocht worden naar een vereenvoudigde methode om de opname van metalen door de plant onder kritische lastcondities te schatten. Hierbij kan wel gebruik gemaakt worden van accumulatie-indices of BCFs (zie Martens et al., 1994).

Een alternatieve methode wordt in de ICP-handleiding voorgesteld. De netto opname van Pb, Cd en Hg door de oogstbare gedeelten van de planten wordt er gedefinieerd als:

$$M_u = f_{Mu,z} \cdot Y_{ha} \cdot [M]_{ha} \quad [2]$$

met

M_u = opname van het zware metaal in de oogstbare plantendelen onder kritische last condities ($g\ ha^{-1}\ jr^{-1}$)

$f_{Mu,z}$ = fractie van de opname van het metaal door de plant in de beschouwde bodemdiepte (bv. $z=0.1$ m voor heide en grasland).

Y_{ha} = opbrengst van de oogstbare plantendelen ($kg\ ds\ ha^{-1}\ jr^{-1}$)

$[M]_{ha}$ = concentratie van het metaal in de oogstbare plantendelen ($g\ kg^{-1}\ ds$) (inclusief de metalen geadsorbeerd op de bladeren)

Kritische uitspoelingsflux van het zware metaal M uit de beschouwde bodemlaag, $M_{le(crit)}$

De kritische uitspoelingsflux van Pb, Cd en Hg uit de beschouwde bodemlaag wordt als volgt bepaald:

$$M_{le(crit)} = c_{le} \cdot Q_{le} \cdot [M]_{tot, sdw(crit)} \quad [3]$$

met

$M_{le(crit)}$ = kritische uitspoelingsflux van het zware metaal M uit de beschouwde bodemlaag, waarbij enkel de verticale flux wordt beschouwd ($\text{g ha}^{-1} \text{jr}^{-1}$)

c_{le} = omzettingfactor voor de eenheden van $\text{mg m}^{-2} \text{jr}^{-1}$ tot $\text{g ha}^{-1} \text{jr}^{-1}$

Q_{le} = drainageflux uit de beschouwde bodemlaag (m jr^{-1})

$[M]_{tot, sdw(crit)}$ = kritische totale concentratie van het metaal M in het drainagewater (mg m^{-3}) van de beschouwde bodemdikte.

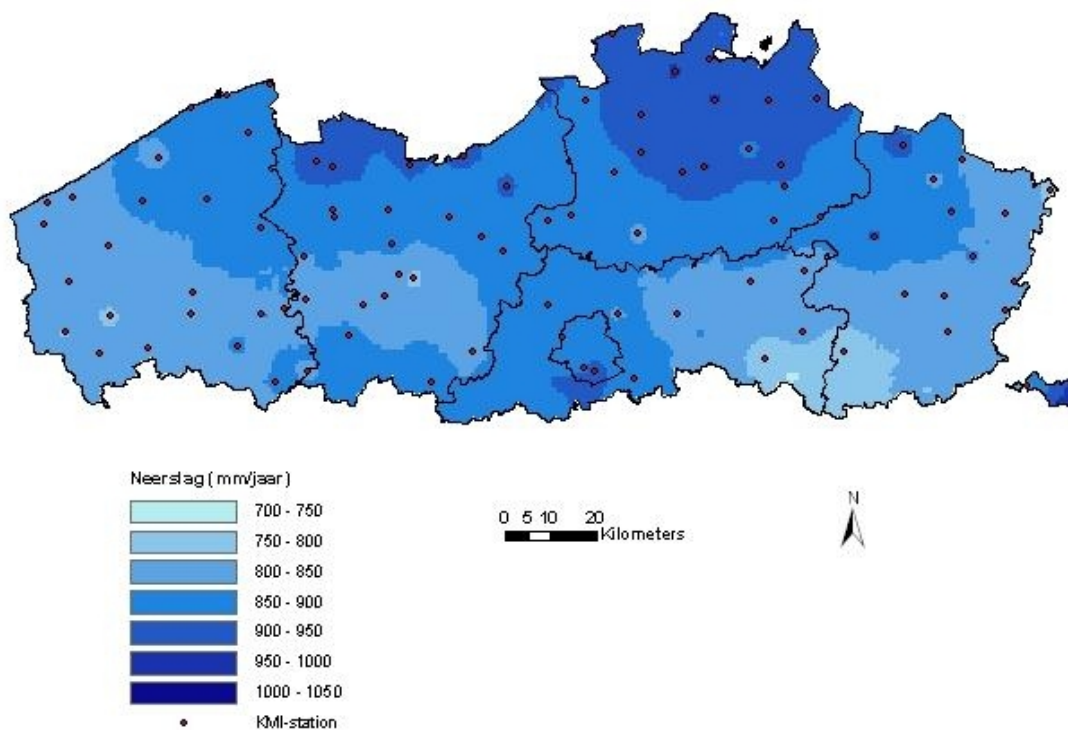
Uit deze vergelijking blijkt dat het van belang is om de drainageflux en de kritische totale concentratie in het drainagewater te kennen. Beide variabelen kunnen gebiedsdekkend voor Vlaanderen bepaald worden. Bij de bepaling ervan spelen de bodemeigenschappen een grote rol. Aangezien het model een steady-state massabalans is, wordt er geen rekening gehouden met concentratieveranderingen in tijd en dus ook niet met verdunningen.

Drainageflux, Q_{le}

De drainageflux wordt berekend aan de hand van de neerslag, de interceptie door de vegetatie en de actuele evapotranspiratie.

$$Q_{le} = P - I - ET_a \quad [4]$$

Voor de berekening van de **neerslag** wordt gebruik gemaakt van geïnterpoleerde neerslagdata van de verschillende Belgische weerstations van het KMI. Deze neerslaggegevens werden berekend in het kader van het bepalen van streeflasten (target loads) voor verzuring in Vlaamse bosccosystemen (Staelens et al., 2006). Het aantal beschikbare KMI-stations in Vlaanderen en het Brussels Hoofdstedelijk Gewest varieerde tussen 90 en 110 tijdens de periode 1993-2004. Voor elk van de afzonderlijke jaren werd de neerslag ruimtelijk geïnterpoleerd met de inverse-distance-weighting (met macht 1). Deze methode berekent een neerslagoppervlak (kaart) aan de hand van een fijnmazige grid waarbij zowel grid locatie als meetpunt locatie bijdragen. Karakteristiek voor deze methode is dat het resulterende oppervlak pieken en dalen accentueert rond de meetpunten. De gemiddelde jaarlijkse neerslag voor een bepaald punt werd daarna bepaald als het gemiddelde van de geïnterpoleerde neerslagkaarten tussen 1993 en 2004 (Figuur 1).



Figuur 1 Geïnterpoleerde neerslag voor Vlaanderen als het gemiddelde van de geïnterpoleerde neerslagkaarten tussen 1993 en 2004 (Staelens et al., 2006)

Kritische totale concentratie van het metaal M in het drainagewater, $[M]_{tot, sdw(crit)}$

De kritische totale concentratie van het metaal in het drainagewater wordt bepaald door de som van de kritische concentratie van het vrije metaal ion M^{2+} ($= [M]_{free(crit)}$) en de metalen gebonden aan anorganische complexen zoals MOH , HCO_3 , MCl ($= [M]_{DIC}$) of aan opgelost organisch materiaal ($= [M]_{DOM}$).

Het vorige geldt enkel als er vanuit gegaan wordt dat de metaalfraction gebonden aan bodemdeeltjes in drainagewater verwaarloosd kan worden. Niet alleen zijn er grote onzekerheden op de bepaling van bodemdeeltjes in drainagewater, bovendien is de impact van het gehalte aan bodemdeeltjes in drainagewater op de totale Cd-concentratie bijzonder klein, zelfs bij een deeltjesgehalte van 50 mg.l^{-1} . Voor Pb is de invloed iets groter. Indien de concentratie van bodemdeeltjes in het drainagewater ongekend is, raadt de ICP-handleiding aan om het gehalte aan opgeloste bodemdeeltjes te verwaarlozen, in overeenstemming met de berekening van de kritische totale concentratie van het metaal in de verschillende pathways.

De kritische totale metaalconcentratie in het bodemdrainagewater hangt af van het te beschermen object, en wordt afgeleid van:

- de kritische vrije metaalconcentratie (Cd, Pb) in de bodemoplossing met het oog op ecotoxicologische effecten op bodemmicro-organismen, planten en invertebraten
- de kritische metaalconcentratie in de bodem (Hg) met het oog op ecotoxicologische effecten op bodemmicro-organismen en invertebraten in de boshumuslaag (O-horizont).

- de kritische metaalconcentraties (Cd, Pb, Hg) in grondwater met het oog op menselijke gezondheidseffecten bij inname als drinkwater

De kritische lasten worden berekend voor elk van de drie bovenstaande gevallen, wat per zwaar metaal resulteert in twee ruimtelijke databanken: één voor de kritische lasten met het oog op ecotoxicologische effecten en één voor de kritische lasten van (half)natuurlijke ecosystemen met het oog op menselijke gezondheidseffecten ten gevolge van de mogelijke risico's voor drinkwater verbonden aan de grondwaterkwaliteit. Naargelang het type kritische last wordt een verschillende werkwijze gevolgd zoals hieronder wordt beschreven.

1. *Ecotoxicologische effecten van Cd en Pb op bodemmicro-organismen, planten en invertebraten (voor grasland, heide en bos)*

De kritische vrije metaalconcentratie van Cd en Pb in de bodemoplossing met het oog op ecotoxicologische effecten op bodemmicro-organismen, planten en invertebraten wordt afgeleid van kritische bodemreactieve metaalconcentraties. Deze kritische bodemreactieve concentraties werden bepaald uit ecotoxicologische data en worden voorgeschreven door de ICP-handleiding (UBA, 2004). De kritische bodemreactieve concentraties worden omgezet naar vrije metaalconcentraties, die op hun beurt worden omgezet naar totale opgeloste concentraties. Hierbij wordt gebruik gemaakt van een equilibrium chemisch speciatie (complexatie) model (het W6S-MTC2 model), dat de effecten van pH en competitie met andere ionen in rekening brengt. Het model omvat transferfuncties om invoergegevens af te leiden van gemakkelijk meetbare bodemkenmerken, bijvoorbeeld om de zuurtegraad van het drainagewater in de bodem te berekenen. De vereiste inputdata bij de berekeningen in het model zijn de pH van de bodemoplossing, het koolstofgehalte van de bodemoplossing, en het organische stofgehalte van de bodem. Op basis van deze data kan met behulp van de beschikbare hulptabellen in de ICP-handleiding (steunend op het W6S-MTC2 model) de totale kritische concentratie van Cd en Pb in het drainagewater afgeleid worden voor de verschillende ecosystemen.

2. *De ecotoxicologische effecten van Hg op bodemmicro-organismen en invertebraten in de boshumuslaag*

De kritische metaalconcentratie in de bodem (Hg) met het oog op ecotoxicologische effecten op bodemmicro-organismen en invertebraten in de boshumuslaag wordt bepaald op basis van een kritische Hg-concentratie in het bodemorganisch materiaal, zijnde $0,5 \text{ mg kg}^{-1}$ organisch materiaal. Als invoerparameter voor de berekeningen wordt het opgeloste organische stofgehalte van de bodemoplossing gebruikt. De ICP-handleiding (UBA, 2004) suggereert een algemene richtwaarde voor dit organische stofgehalte.

3. *De menselijke gezondheidseffecten van Cd, Pb, Hg bij inname als drinkwater*

De kritische metaalconcentraties (Cd, Pb, Hg) in de bodemoplossing van al de terrestrische ecosystemen met het oog op menselijke gezondheidseffecten bij inname als drinkwater zijn gebaseerd op de kwaliteitscriteria van de Wereldgezondheidsorganisatie. Bij het berekenen van menselijke gezondheidseffecten worden de metaalconcentraties in de bodemoplossing verondersteld een schatting te zijn van de metaalconcentraties in het grondwater. De maximale metaalconcentraties in drinkwater volgens de WHO (10 mg m^{-3} voor Pb, 3 mg m^{-3} voor Cd en 1 mg m^{-3} voor Hg) worden bijgevolg gebruikt als kritische totale metaalconcentraties in het bodemdrainagewater. Hierbij wordt er geen rekening gehouden met de verdunning die optreedt wanneer het drainagewater naar het grondwater migreert.

Op basis van de resultaten van vergelijking [2] en vergelijking [3] kunnen de kritische lasten voor de 3 metalen en voor de verschillende ecosystemen berekend worden met behulp van vergelijking [1].

1.4 Opschaling

De kritische lasten kunnen in principe enkel maar bepaald worden voor de afgebakende ecosystemen waar de bodemvariabelen opgemeten zijn die nodig zijn in de formules van de kritische last. Om de bodems in de geselecteerde gebieden te karakteriseren, wordt voor de graslanden en de heidegebieden gebruik gemaakt van het bodemdatabestand Aardewerk (Van Orshoven en Maes, 1987). Deze databank bevat de bodemprofielgegevens die verzameld zijn in het kader van de nationale bodemkarteringscampagne ten noorden van Samber en Maas. In Aardewerk zijn 48.311 horizonten en 8.962 profielen opgenomen en beschreven voor 53 variabelen. Naast de beschrijving van de ligging van het staalnamepunt en van de morfologie van elk profiel is ook de classificatie van het profiel volgens het Belgische bodemclassificatiesysteem opgenomen. Daarnaast zijn enkele profielbeschrijvingen vervolledigd met de resultaten van de fysico-chemische analyse van de geassocieerde horizonten.

Voor de bosgebieden wordt gebruik gemaakt van de Historische Bosbodembank (HIBBOD) (Leroy *et al.*, 2000). In de HIBBOD-databank zijn de bosbodempromen en horizonten van Aardewerk gescreend en aangevuld met extra oppervlaktemonsters van bosbodems.

Door middel van een kaartoverlay tussen de opnamepunten van de databanken (Aardewerk of HIBBOD) en de kaart met aanduiding van de ecosystemen, worden alleen die punten weerhouden die in de afgebakende gebieden liggen. Voor deze gebieden wordt bijgevolg de kritische last afzonderlijk berekend volgens eerder beschreven methode.

Voor de gebieden waar zich geen Aardewerk- of HIBBOD-punt bevindt, wordt een indicatieve kritische last berekend op basis van afgeleide bodemkarakteristieken. Per ecosysteemtype werd een gemiddelde gemaakt van het gekende koolstofgehalte en de gekende zuurtegraad volgens de bodemtextuur en de landbouwstreek. Aangezien niet alle bodemseries of zelfs texturen werden bemonsterd, werden de gebieden opgeschaald volgens landbouwstreek. De bodemtextuur wordt bepaald door de landbouwstreken, waarbij een aantal textuurklassen samengenomen worden. De omzettingscode die hierbij gebruikt werd, is:

1. ZAND = Z en S in de landbouwstreken de kust, de kempen en de vlaamse zandstreek
2. ZANDLEEM = P en L in de zandleemstreek
3. LEEM = A in de leemstreek
4. KLEI = E en U in de polders

De gemiddelde waarden aan koolstofgehalte en pH werden toegekend aan de gebieden waar geen bodemanalyse voorkwamen in de respectievelijke databanken. De gemiddelde bodemtextuur en organische koolstofpercentages per ecosysteem worden weergegeven in

Tabel 5 voor graslanden, Tabel 25 voor heide en Tabel 41 voor bosgebieden. Met behulp van deze toegekende waarden en de geïnterpoleerde neerslag op die plaats, kan dan ook voor deze gebieden kritische lasten berekend worden.

2 Berekening kritische lasten voor graslanden

2.1 Graslandtypes

2.1.1 Classificatie/indeling

Voor de indeling van de verschillende types graslanden werd vertrokken van de EUNIS-habitatclassificatie voor Europa (European Nature Information System, <http://eunis.eea.eu.int/index.jsp>). Deze classificatie is een hiërarchische indeling, die de graslanden in 7 groepen verdeelt, waarvan er 3 voorkomen in Vlaanderen:

- Droge graslanden
- Matig voedselrijke graslanden
- (Periodiek) vochtige graslanden

Voor de ontwikkeling en integratie van gevoeligheidskaarten voor verzuring en vermisting van ecosystemen in Vlaanderen, onderscheidde Meykens et al. (2000) vier types graslanden, die ruwweg overeenkomen met de afbakening van de EUNIS-classificatie. Tabel 2 geeft een overzicht van de overeenkomst tussen de classificaties in de verschillende studies. Voor deze studie wordt de benaming volgens Meykens et al. (2000) overgenomen en uitgebreid met de klasse cultuurgrasland met waardevolle elementen (CUBGR in Tabel 2, zie ook Tabel 3). Voor de invulling van deze vijf klassen werd gebruik gemaakt van de 'natuurgerichte bodembedekkingskaart' (Wils et al., 2004), die steunt op de recentste versie van de Biologische Waarderingskaart (BWK).

Tabel 2 Kruistabel tussen de classificatie van graslanden volgens EUNIS, volgens Meykens et al. (2000) en volgens deze studie

EUNIS-classificatie (level 2)	EUNIS-classificatie (level 3)	Meykens et al. (2000)	Deze studie*
Droge graslanden (E1)	kalkgrasland (E1.2)	kalkgrasland (KAGR)	kalkgrasland (KAGR)
	droge zure en neutrale gesloten (E1.7) en open (E1.9) graslanden	neutraal-zuur grasland (NZGR)	neutraal-zuur grasland (NZGR)
Matig voedselrijke graslanden (E2)	weilanden van lage of gemiddelde hoogte (E2.2)	cultuurgrasland zonder bemesting (CUGR)	cultuurgrasland (CUGR)
			cultuurgrasland met waardevolle elementen (CUBGR)
(Periodiek) vochtige graslanden (E3)	oligotrofe graslanden (E3.5)	zuur grasland (ZUGR)	zuur grasland (ZUGR)

* De benaming werd overgenomen naar Meykens et al. (2000) en uitgebreid met één klasse (CUBGR). De invulling van de klassen gebeurde op basis van de 'natuurgerichte bodembedekkingskaart' (Wils et al., 2004) die steunt op de recentste versie van Biologische Waarderingskaart.

Bij de lokalisatie van de graslanden werd uitgegaan van de natuurgerichte bodembedekkingskaart. Er werd gebruik gemaakt van de recentste versie (2004) met 90-delige legende. Deze versie bedekt heel Vlaanderen. Via een herclassificatie (Tabel 3) naar graslanden kan de basisreceptorkaart voor graslanden opgesteld worden. Voor de cultuurgraslanden wordt enkel rekening gehouden met extensieve graslanden. Hierbij

onderscheiden we cultuurgraslanden die volgens het MAP-decreet vallen onder de zogenaamde 0-bemestingsnorm (conform BVR 09/02/99) en extensieve graslanden waar bemestingsbeperkingen van toepassing zijn en waar verspreide biologische waarden aangetroffen worden. Figuur 2 geeft de classificatie visueel weer.

Tabel 3 Herclassificatietabel grasland.

Hoofdcategorie		Code*	Classificatie voor deze studie
Halfnatuurlijke tot potentieel belangrijke graslanden (conform BVR 09/02/1999 ^{***})	historisch permanent grasland (conform BVR 23/07/98 ^{**})	jhno jhne, jhnu, jhsp, jhsz jhnk, jnhd jhu, hhf	ZUGR NZGR KAGR CUGR
	uitbreiding historisch permanent grasland vanuit ecologisch oogpunt ^{****} (conform BVR 09/02/1999)	mhvz, mhve, mhvu, mhvp mhvo, mhvd mhvk	CUGR ZUGR KAGR
	graslanden met verspreide biologische waarde (conform BVR 09/02/1999)	mhvz-k, mhve-k, mhvu-k, mhvr, mhw	CUGR
Uitbreiding graslanden met verspreide biologische waarde (niet conform BVR 09/02/1999 ^{***} en niet conform BVR 23/07/98)		xh? en nh? (? = wildcard)	CUBGR (met lichte bemesting)

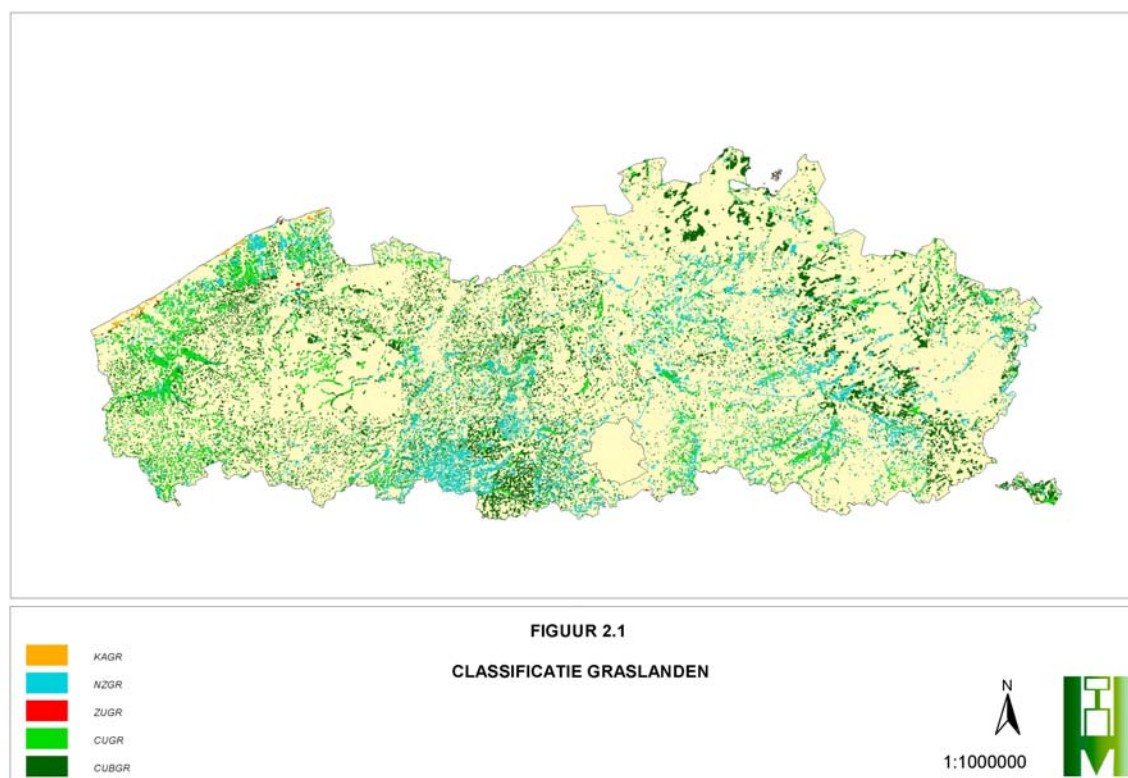
* Meer informatie over de code kan gevonden worden op de navolgende url (Wils et al., 2004): <http://www.inbo.be/ygen/bwk/Bodembedekking/Grondgebruikkaarten2004.pdf>

** Het BVR 23/07/98. Verbod - vergunning vegetatiewijziging.

*** Het BVR 09/02/99. MAP-groenlaag. Besluit van de Vlaamse Regering houdende aanvullende bepalingen betreffende de toepassing van het artikel 15 § 4, 1°, 2° en 3° van het decreet van 23 januari 1994 inzake de bescherming van het leefmilieu tegen de verontreiniging door meststoffen. Dit besluit resulteert in het toepassen van bemestingsbeperkingen en ontheffingen hiervan aan de hand van de aanwezige biotopen en enkele andere criteria. Principieel geldt een bemestingsbeperking met een maximale mestuitscheiding van 2 grootvee-eenheden per hectare per jaar. In halfnatuurlijk grasland is geen versoepeling mogelijk. In potentieel belangrijk grasland is in afwachting van de natuurrichtplannen een beheerovereenkomst mogelijk die een versoepeling tot 2 grootvee-eenheden + 100 kg stikstof uit chemische meststoffen/ha.jaar toelaat.

**** Deze klasse werd uitgebreid met de zogenaamde voorgestelde uitbreiding vanuit ecologisch oogpunt zoals opgenomen in Natuurrapporten (Wils et al., 2004).

Wanneer de classificatie in deze studie vergeleken wordt met deze van Meykens et al. (2000), blijkt dat de indeling niet overeenkomt aangezien de bronbestanden verschillen bij de classificatie. Meykens et al. (2000) namen een aantal gebieden mee, die volgens de natuurgerichte bodemkaart (Wils et al., 2004) in intensief landbouwgebied liggen en bijgevolg buiten de opzet van de voorliggende studie vallen. Voor de klasse cultuurgrasland, gebruikten Meykens et al. (2000) enkel de extensieve graslanden die de 0-bemestingsnorm onder het MAP-decreet volgen, waardoor alle cultuurgraslanden met waardevolle elementen niet in rekening werden gebracht. Belangrijke verschillen kunnen ook teruggebracht worden tot de zogenaamde voorgestelde uitbreiding vanuit ecologisch oogpunt zoals opgenomen in de natuurrapporten (Tabel 3).



Figuur 2 Classificatie van de graslanden

2.1.2 Ecologische waarde van de graslanden

Een beschrijving van de graslanden wordt teruggevonden in 'Systematiek van Natuurtypen voor Vlaanderen: Deel 6 Graslanden' (WVI, UGent, IN, 2002) en in 'Natuurbeheer' van Hermey et al. (2004). Volgende beschrijving is voornamelijk op deze 2 werken gebaseerd.

Kalkgraslanden

De codes jhnc, jnhd en mhvc van de natuurgerichte bodembedekkingskaart werden aangeduid als kalkgraslanden. Dit komt overeen met de BWK-eenheden Hk (kalkgrasland) en Hd (kalkrijk grasduinland). De hier afgebakende kalkgraslanden komen overwegend voor in de duinen en in de streek rond Voeren.

Kalkgraslanden zijn gebonden aan zonnige, matig droge tot droge, onbemeste en basenrijke standplaatsen. Typische kalkgraslanden (Hk) worden in Vlaanderen nog slechts fragmentarisch teruggevonden in de Voerstreek, alhoewel dit ook in twijfel kan getrokken worden. De soorten opgegeven bij de beschrijving van de BWK-eenheid Hk (De Blust et al. 1985) zijn doorgaans wel soorten van de Festuco-Brometea, maar verschillende ervan hebben in Vlaanderen hun optimum in andere vegetatietypes, andere komen niet voor. Gevinde kortsteel komt in Vlaanderen in heischraal grasland op kalk, in duingrasland en in het Glanshaververbond voor, Ruige weegbree komt voornamelijk in heischraal grasland op kalk (Festuco rubrae-Genistelletum sagittalis) en Kamgrasland (Galio-Trifolietum) voor, Voorjaarsganzerik in duingrasland, Gulden sleutelbloem in polder-Glanshaververbond, in duingrasland en in Kamgrasland (Galio-Trifolietum) voor. Ruig viooltje komt in zoomgemeenschappen op kalkrijke klei en duinzand voor, Kleine pimpernel in Glanshaververbond en Kamgrasland, Aarddistel in duin-, heischraal en Kamgrasland, Wondklaver in duingrasland. Het zijn vooral deze soorten die vaak tot de eenheid Hk op de biologische waarderingskaart leiden. Strikt genomen is dit niet correct, anderzijds zijn er niet

voor elke hier vernoemde vegetatie behoorlijke BWK-alternatieven, waardoor Hk dan toch op zijn minst een indicatie geeft dat er kalksoorten aanwezig zijn (WVI, UGent, IN, 2002).

De soortenrijkdom van zowel planten als dieren kan in kalkgraslanden erg hoog zijn. Het behoud en het beheer van dit gebied is dan ook van zeer groot belang. Bij uitblijven van een graas- of maaibeheer zal al vlug Gevinde kortsteel, een overblijvende grassoort in de vegetatie overwegen. De combinatie van een snelle groei met het achterblijven van grote massa's slecht verterend strooisel, maakt dat veel kleine plantjes van de kalkgraslanden vlug afsterven. In kalkgraslanden die gemaaid worden is de begroeiing beduidend hoger dan in de graslanden die begraaasd worden (Hermy et al., 2004).

Neutraal-zuur grasland

De codes jhne, jhnu, jhsp en jhsz werden aangeduid als neutraal-zure graslanden. Dit zijn voornamelijk bloemrijke hooilanden. Hiertoe kunnen verschillende types gerekend worden. De best gekende zijn de Dotterbloem- en de Glanshaverhooilanden.

Graslanden van het Dotterbloemtype komen in een nat tot vochtig milieu voor, kunnen lichte bemesting nog verdragen, maar moeten wel jaarlijks gemaaid worden. Typisch in het Dotterbloemhooiland zijn: Tweerijige zegge, Echte koekoeksbloem, Dotterbloem, Veldrus, Lidrus, Grote wederik en Wilde bertram. Dit soort graslanden vinden we in de polders, nabij grote rivieren en verontreinigde milieus meer in het binnenland.

Glanshaverhooilanden zijn tamelijk productieve gemeenschappen op min of meer voedselrijke, vochtige tot matig droge, zwak zure tot neutrale, maar soms ook basische bodems. Typische soorten voor het drogere Glanshaverhooiland zijn Frans raagrass, Margriet, Bereklauw, Grote vossestaart, Kroppaar, Scherpe boterbloem en verscheidene vlinderbloemigen. Deze graslanden zijn dikwijls gereduceerd tot wegbermvegetaties of zijn wat verruigde vormen van andere graslandtypes. In Vlaanderen zijn onbemeste glanshaverhooilanden schaars geworden.

Zure graslanden

De droge zure graslanden zijn van nature meestal voedselarm, maar ondanks hun gevoeligheid voor droogte zijn ze vrij soortenrijk, vooral wanneer ze een overgang naar heide vormen. De heischrale graslanden worden hier echter niet in beschouwing genomen, maar worden volgens de natuurgerichte bodemkaart geklasseerd onder heide en komen bijgevolg later in deze studie aan bod.

Bij het uitblijven van beheer kunnen deze graslanden eerst gedomineerd worden door struisgrassoorten, Pijpestrootje of Bochtige smele. Zure graslanden worden in Vlaanderen op grotere schaal enkel nog in natuurreservaten en natuurgebieden teruggevonden, maar hier hebben we dan meestal te maken met heischraal grasland. Voor het overige zijn ze gereduceerd tot wegbermvegetaties.

Natte schraallanden zijn goed ontwikkeld in zure kwelzones, maar zijn in heel Vlaanderen zeldzaam geworden. De restanten worden bedreigd door verontreiniging met grondwater.

Extensief beheerde cultuurgraslanden

Onder de cultuurgraslanden conform het BVR 09/02/1999 (CUGR) worden de cultuurgraslanden verstaan waar een bemestingsbeperking geldt (met uitzondering van de mestuitscheiding van 2 grootvee-eenheden per hectare per jaar) of waar een versoepeling mogelijk is die 2 grootvee-eenheden + 100 kg stikstof uit chemische meststoffen/ha.jaar toelaat.

De cultuurgraslanden niet conform het BVR 09/02/1999 en niet conform het BVR 23/07/98 (CUBGR) kennen geen bemestingsnorm. Hieronder wordt in deze studie de

cultuurgraslanden verstaan die wel nog waardevolle elementen of verspreide biologische waarden bevatten. Intensief grasland wordt hier niet in beschouwing genomen.

In wat drogere gebieden of op plaatselijke verhevenheden in een grasland dat niet te zwaar is bemest, kunnen we Kamgras, Reukgras, Veldbeemdgras, Veldbies en tal van kruiden aantreffen. De Kamgrasweide wordt in Vlaanderen steeds zeldzamer.

2.1.3 Bodemeigenschappen van de graslanden

Een overlay tussen Aardewerk en de afgebakende graslanden, geeft aan dat niet alle graslandecotypes voldoende vertegenwoordigd zijn in de databank (Tabel 4).

Tabel 4 Overzicht van het aantal opnamepunten van de databank Aardewerk die gelegen zijn in de onderscheiden graslanden

Grasland	totale opp (ha)	totaal # poly-gonen	# punten in poly-gonen	# poly-gonen met punt	% totaal # poly-gonen	opp poly-gonen met punt (ha)	% totale opp
KAGR	863	311	1	1	0,32	1	0,14
NZGR	32.915	24.018	136	132	0,55	503	1,53
ZUGR	622	420	4	4	0,95	59	9,49
CUGR	53.372	20.978	315	291	1,39	3.735	7,00
CUBGR	67.014	23.637	268	249	1,05	5.235	7,81
Totaal	154.786	69.364	724	677	0,98	9.533	6,16

In Aardewerk valt slechts op 1 profiel binnen de KAGR, waarop een fysico-chemische analyse werd bepaald. Bijgevolg kan deze waarde niet als representatief beschouwd worden voor alle oppervlakte KAGR. Bovendien blijkt dat de gemeten pH-waarde onder de minimale kritische grenswaarde ligt. In het vervolg van de studie wordt gerekend met een bodem-pH van 6,7, wat de minimale kritische bodem-pH-waarde is voor KAGR volgens Meykens et al. (2000). De bodem-pH-waarden worden in een latere fase gebruikt voor de berekening van de pH van de bodemoplossing. Het koolstofpercentage werd berekend aan de hand van de profielen in aardewerk. Voor de andere graslandtypes werd gerekend met de waarden uit Aardewerk of met de opgeschaalde waarden zoals beschreven in sectie 1.4.

De textuurverdeling van de afgebakende graslandtypes werd bekomen door een overlay van de afgebakende graslanden met de bodemkaart (Tabel 5). De gedifferentieerde achtergrondwaarden werden berekend met behulp van gebiedsdekkende gedistribueerde achtergrondwaarden voor Vlaanderen. Deze ruimtelijke databank werd opgesteld voor het VMM-Project 'diffuse verontreiniging van oppervlaktewater met zware metalen en nutriënten uit erosie' (Gobin et al., 2005). Hiervoor werden de VLAREBO formules toegepast op de grondontledingsdatabank van de Bodemkundige Dienst van België (ruim 66.000 observaties met textuur en koolstof) en georeferentieerd tot op gemeentelijk niveau.

De meest voorkomende textuurklassen zijn zandleem voor kalkgraslanden en neutraal-zure graslanden, leem voor zure graslanden en cultuurgraslanden en zand voor bemeste extensief beheerde cultuurgraslanden (Tabel 5). Vergeleken met de gemiddelde achtergrondwaarden voor zware metalen in Vlaanderen (Cd: 0,8, Hg: 0,55, Pb: 40) liggen de gedifferentieerde waarden hoger voor kalkrijke graslanden. Dit heeft te maken met de hoge koolstofpercentages en de overwegend zwaardere textuurklasse bij grondontledingen.

Tabel 5 Bodemeigenschappen van graslanden: koolstofpercentage, textuurklasse verdeling en gemiddelde gedifferentieerde achtergrondwaarden (gebaseerd op Gobin *et al.*, 2005).

	pH-KCl C (%)		Textuur (%)								AGW (ppm)		
			U	E	A	L	P	S	Z	V	Cd	Hg	Pb
CUBGR	5,00	1,7	1,1	7,2	24,5	29,9	10,1	26,1	0,3	0,7	0,78	0,55	39,62
CUGR	5,27	2,6	4,7	13,3	22,5	22,7	7,2	15,0	13,2	1,3	0,83	0,55	40,19
KAGR	4,72	4,8	0,0	37,5	62,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,46	0,65	46,92
NZUGR	5,35	2,0	3,7	8,7	21,0	20,9	9,0	17,7	14,4	4,7	0,80	0,55	39,84
ZUGR	5,10	2,7	1,2	14,5	4,8	13,3	4,8	15,7	43,4	2,4	0,72	0,54	39,45

U=zware klei, E=klei, A=Leem, L=zandleem, P=lichte zandleem, S=lemig zand, Z=zand, V=Veen.
AGW=gedifferentieerde achtergrondwaarde.

2.2 Bepaling van de netto metaalopname door oogtbare delen van de plant, M_u

2.2.1 Fractie van de opname van het metaal door de plant in de beschouwde bodemdiepte, $f_{Mu,z}$

Voor de berekening van kritische lasten voor grondwaterbescherming geldt $f_{Mu,z} = 1$. Voor de berekening van ecotoxicologische effecten (zie verder) kan $f_{Mu,z}$ variëren tussen 0 en 1. Deze afwijking van 1 is vooral belangrijk voor bossen. Bij graslanden wordt een bodemdiepte van 0,1 m beschouwd. Aangezien de opname van zware metalen bijna volledig in deze laag gebeurt, mag $f_{Mu,z}$ ook hier 1 verondersteld worden.

2.2.2 Opbrengst van de oogtbare plantendelen, Y_{ha}

Voor graslanden zal de opbrengst zeer sterk variëren met het gevoerde beheer. Meestal hebben graslanden onder natuurbeheer een lage biomassa-productie en is de vegetatie ook weinig geschikt voor landbouwkundige doeleinden. Om soortenrijke graslanden te bekomen moet de mineralenrijkdom worden gedrukt om de dominantie van een aantal plantensoorten (bv. Engels raaigras) te doorbreken en zo minder concurrentiële soorten de kans te bieden zich te vestigen. Het productieniveau mag daarom maximaal 5 à 7 ton ds/ha.jr bedragen om kansen te bieden aan een soortenrijke vegetatie (Altena & Oomes, 1991). De optimale biomassa-hoeveelheid om landbouw en natuurwaarden te combineren, schommelt tussen 2 en 6 ton ds/ha.jr (Korevaar *et al.*, 1989). De belangstelling bij landbouwers voor het uitvoeren van een maaibeheer of weidebeheer bij een jaarlijkse productie van minder dan 4 ton ds/ha is gering aangezien dan doorgaans ook de voederkwaliteit klein is (Hermly, 1989).

Waarden van droge-stofproductie voor de verschillende graslandtypes voor Vlaanderen zijn schaars. Eerder gevoerd onderzoek richtte zich vooral naar de hoogproductieve bemeste cultuurgraslanden, die in deze studie buiten beschouwing gelaten worden. Toch werden enkele waarden teruggevonden die representatief zijn voor Vlaanderen. Aanvullend werden ook Nederlandse bronnen geraadpleegd.

Kalkgraslanden

Gerichte waarden voor de droge-stofproductie in kalkgraslanden werden niet gevonden voor Vlaanderen, wel voor Nederland. Schaminée *et al.* (1998) probeerden productiegrasland om te vormen naar kalkgrasland, waarbij het verband tussen de productiviteit en de soortenrijkdom gevolgd werd. Wanneer bij verschraling het productieniveau tot onder de 6 ton/ha.jr gedaald was, en het aantal soorten kruiden was toegenomen, konden afhankelijk

van het beheersregime spoedig een aantal algemene graslandsoorten verschijnen. Bij een productieniveau van ongeveer 4 ton/ha.jr heeft de vegetatie een structuur waarin de meeste graslandsoorten aanwezig kunnen zijn. De verdere ontwikkeling naar een kalkgraslandgezelschap hangt af van de soortensamenstelling van de vegetatie, maar het pleksgewijze optreden van zeer schrale vegetaties (2 ton/ha.jr) en wat ruigere vegetaties (4 à 5 ton/ha.jr) biedt het beste perspectief. Andere voorbeelden werden aangehaald waarbij een opbrengst van 2 à 3 ton/ha.jr werd opgemeten (na 10 jaar omvorming van productief grasland tot kalkgrasland).

Neutraal-zure graslanden

In Debruyne *et al.* (2001) werd in het kader van het uitwerken van een visie voor het behoud en herstel van natuurwaarden in graslanden de droge-stofopbrengst gemeten van de 1e snede. Twee graslanden zijn hier voor deze studie van belang. Hun BWK-eenheden zijn hpr⁺, en behoren bijgevolg in onze classificatie tot de neutraal-zure graslanden. Er werd op 17 juni resp. 19 juli voor de 1e maal gemaaid met een opbrengst van 3,2 ton DS/ha resp. 4,8 ton DS/ha. Voor beiden kan de productie op jaarbasis hieruit geschat worden op ongeveer 6 à 6,5 ton ds/ha.jr. Dit komt overeen met waarden van 5 à 7 ton ds/ha.jr die werden opgemeten voor botanisch waardevolle dotterbloemgraslanden (NZGR) die reeds lange tijd extensief beheerd werden in de Bourgoyen-Ossemeersen, Dijlevallei en Viersel (Nevens & Reheul, 1998). Ghesquiere *et al.* (2002) vermelden een gemiddelde opbrengst van 7 ton ds/ha.jr voor dottergrasland in de Snoekengracht (Boutersem) en de Doode Bemde (Oud-Heverlee).

In wegbermen werden door Vanallemeersch & Zwaenepoel (1996) opbrengsten genoteerd voor het glanshaververbond van 8 à 9 ton ha/jr. Deze waarde is echter nogal hoog vergeleken met het optimum voor soortenrijke graslanden (2-6 ton/ha.jr). Schaminée *et al.* (1998) vermeldt een lagere droge-stofproductie van 4 tot 6 ton/ha.jr voor de bovengrondse biomassa van glanshaverhooilanden.

Zure graslanden

Voor een grasland met Pijpestrootje als dominante soort (ZUGR) werden in Nederland waarden opgemeten van ongeveer 3,9 ton ds/ha.jr (Korevaar *et al.*, 1989).

Cultuurgraslanden

Nevens & Reheul (1998) vermelden voor onbemeste cultuurgraslanden (CUGR) opbrengsten van 8 ton ds/ha.jr. Met een beperkte bemesting, kan er een winst van 2 à 4 ton ds/ha.jr gewonnen worden, waardoor er voor CUBGR gemakkelijk waarden van 10 à 12 ton ds/ha.jr bekomen wordt. Korevaar *et al.* (1989) haalt een droge-stofproductie aan van 6 à 10 ton ds/ha.jr voor cultuurgraslanden (CUGR).

Uit het voorgaande kan een richtwaarde opgegeven worden voor de opbrengst van de verschillende graslandtypes (Tabel 6). Deze richtwaarde werd gebruikt bij verdere berekeningen.

Tabel 6 Richtwaarden voor de opbrengst van de oogstbare plantendelen Y_{ha} (ton ds ha⁻¹ jr⁻¹)

	Schaminée et al. (1998)	Debruyne et al. (2001)	Nevens & Reheul (1998)	Korevaar et al. (1989)	Vanallemeersch & Zwaenepoel (1996)	Ghesquiere et al. (2003)	Richt- waarde
KAGR	4-5 2-3						4
NZGR	4-6	6-6,5	5-7		8-9	7	6
ZUGR				3,9			4
CUGR			8	6-10			8
CUBGR			12	10-12			10

2.2.3 Concentratie van het metaal in de oogstbare plantendelen, $[M]_{ha}$

Zoals in sectie 1.3.3 werd aangegeven, is er voor de meeste metalen geen duidelijk verband tussen de metaalconcentratie in de bodemoplossing onder kritische lastconditie en de metaalconcentratie in de oogstbare delen van de plant. Daarom werd gezocht naar een vereenvoudigde benadering om een aanvaardbare opname van metalen door de plant onder kritische lastcondities te berekenen.

Voor de concentratiewaarden van het beschouwde metaal in de oogstbare plantendelen (g kg⁻¹ ds) werd uitgegaan van de concentratie op onvervuilde plaatsen. Gegevens voor Vlaanderen worden gevonden in een studie in het kader van de bepaling van achtergrondconcentraties in Vlaanderen. Hierbij werd een inventarisatie van transferkarakteristieken voor opname van zware metalen door de plant in relatie tot bodemeigenschappen opgemaakt (Martens *et al.*, 1994). In deze studie werden ondermeer de gehalten aan Pb en Cd in gras en brandnetel gemeten op 543 onvervuilde plaatsen. Ter vergelijking worden hier ook de gemiddelde concentraties opgegeven voor grasland zoals die in de ICP-handleiding staan vermeld (Tabel 7).

Tabel 7 Metaalconcentratie in gras (mg/kg ds)

	Martens et al. (1994)		Handleiding		
	Pb	Cd	Pb	Cd	Hg
Gem.	6,0	0,19	1,0-3,0	0,05-0,25	0,01-0,1
Std.	6,2	0,12	-	-	-
Max	28,1	0,50	-	-	-
Min	0,0	0,00	-	-	-
Mediaan	4,6	0,21	-	-	-

Vergelijking tussen beide bronnen toont duidelijk hogere waarden voor Pb in de studie van Martens *et al.* (1994). Dit zou kunnen verklaard worden aan de hand van het gebruik van gelode benzine waardoor de loodconcentratie in de bodemoplossing hoger lag dan nu. Voor Cd worden vergelijkbare waarden gevonden door Martens *et al.* (1994) als de waarden in het Handboek. In de verdere studie zal gerekend worden met de mediaanwaarden in het geval van Pb en Cd (volgens Martens *et al.*, 1994), en met een waarde 0.01 in het geval van Hg.

2.2.4 Opname van het zware metaal in de oogstbare plantendelen onder kritische last condities, M_u

Alle parameters zijn bijgevolg gekend voor de berekening van de opname van het zware metaal in de oogstbare plantendelen onder kritische lastcondities.

Aangezien de fractie van de opname van het metaal door de plant in de beschouwde bodemdiepte ($f_{Mu,z}$), de opbrengst van de oogstbare plantendelen (Y_{ha}) en de concentratie van het metaal in de oogstbare plantendelen ($[M]_{ha}$) als constant beschouwd worden over gans Vlaanderen, is de opname van het zware metaal in de oogstbare plantendelen (M_u) gelijk voor alle polygonen van hetzelfde graslandtype. Aangezien $f_{Mu,z}$, en $[M]_{ha}$ voor de verschillende types gelijk geacht worden, worden verschillen in M_u enkel verklaard door verschillen in productiviteit. Dit benadrukt duidelijk de belangrijkheid van de waarde die aan de productiviteit toegekend wordt, wat ook door volgende tabel geïllustreerd wordt.

Tabel 8 Opname van het zware metaal in de oogstbare plantendelen onder kritische last condities ($g\ ha^{-1}\ jr^{-1}$)

Grasland	$M_u(Pb)$	$M_u(Cd)$
KAGR	18,4	0,84
NZGR	27,6	1,26
ZUGR	18,4	0,84
CUGR	36,8	1,68
CUBGR	46,0	2,10

Uit voorgaande tabel blijkt dat er harde grenzen gecreëerd worden tussen de verschillende graslandtypes. In realiteit bestaan er tal van overgangen tussen NZGR, CUGR en CUBGR.

2.3 Bepaling van de kritische uitspoelingsflux

2.3.1 Drainageflux uit de beschouwde bodemlaag, Q/e

We veronderstellen een eenvoudig massamodel waarbij al het water dat in de bovenste laag stroomt (influx) gelijk is aan het water dat uit de laag verdwijnt (outflux). Als influx wordt enkel de effectieve neerslag verondersteld. Dit is de actuele neerslag (P) verminderd met de interceptie door de vegetatie (I). Water verdwijnt uit de laag door evapotranspiratie (ET_a) en drainage (Q/e). Evapotranspiratie is de waterconsumptie van de vegetatie en bestaat uit de transpiratie van het gewas en de evaporatie van de bodem. Bijgevolg kan de drainageflux berekend worden volgens vergelijking 4.

De **interceptie** door het gewas wordt bepaald door het bladoppervlak en type van het gewas. Het is het deel van de neerslag dat wordt opgevangen door het gewas, van daaruit verdampt en de bodem niet bereikt. De interceptieterm werd reeds gebruikt bij de bepaling van kritische lasten voor verzuring en vermesting (Meykens et al., 2000). Tabel 9 geeft een overzicht van de waarden die in deze studie vermeld stonden en hier gebruikt zullen worden.

Tabel 9 Actuele interceptie door grasland (% neerslag)

Interceptie	Bron
14%	Thurrow, 2000
11%	van Dam <i>et al.</i> , 1991
9%	Anoniem, 2000
11,3%	Gemiddelde

In deze studie wordt gebruik gemaakt van potentiële **gewasevapotranspiratiegegevens** (ET_{ref}), berekend aan de Bodemkundige Dienst van België door middel van de Penman-Monteith methode (Allen et al., 1998) op basis van dagelijkse metingen van klimaatparameters van het KMI-netwerk. Voor de periode 1992 tot en met 2004 werden gemiddelden berekend op 10 locaties in Vlaanderen (Tabel 10).

Tabel 10 Gemiddelde potentiële gewasevapotranspiraties voor 10 locaties in Vlaanderen voor de periode 1992-2004.

Locatie	ET_{ref} (mm jr ⁻¹)	Locatie	ET_{ref} (mm jr ⁻¹)
Koksijde	580,4	Genk	678,9
Middelkerke	624,2	Melsbroek	624,2
Deurne	624,2	Ukkel	616,9
Kleine Brogel	584,0	Beauvechain	605,9
Semmerzake	602,3	Zelzate	624,2
Totaal Gemiddelde:	616,5		

De actuele gewasevapotranspiratie (ET_a) is gelijk aan de potentiële evapotranspiratie (ET_{ref}) vermenigvuldigd met een gewasfactor: $ET_a = k \cdot ET_{ref}$. Bij conventie is de gewasfactor (k) gelijk aan 1 voor gras (Allen et al., 1998), zodat op deze locaties ET_a gelijk is aan ET_{ref} . De referentieëvapotranspiratiewaarden werden gespreid over heel Vlaanderen gebruik makend van de Thiessen polygon methode. Deze methode kent een polygon toe aan elk weerstation x , waarbij voor elk punt in de polygon geldt dat het dichterbij het weerstation x ligt dan bij een naburig weerstation. Voor elke polygon is de waarde constant. De Thiessen polygon methode is bijzonder geschikt voor variabelen met een regionaal of zonaal karakter zoals evapotranspiratie. Getuige overigens het aantal punten met eenzelfde gemiddelde waarde voor ET_{ref} (Tabel 10).

2.3.2 Kritische totale concentratie van het metaal M in het drainagewater, $[M]_{tot, sdw(crit)}$

De kritische totale metaalconcentratie in het bodemdrainagewater hangt af van het te beschermen object, en wordt voor graslanden afgeleid van:

- de kritische vrije metaalconcentratie (Cd, Pd) in de bodemoplossing met het oog op ecotoxicologische effecten op bodemmicro-organismen, planten en invertebraten
- de kritische metaalconcentraties (Cd, Pb) in grondwater met het oog op menselijke gezondheidseffecten bij inname als drinkwater

1. Ecotoxicologische effecten van Cd en Pb op bodemmicro-organismen, planten en invertebraten

$[M]_{tot, sdw(crit)}$ voor ecotoxicologische effecten kan eenvoudig bepaald worden door deze op te zoeken in een tabel in functie van de pH van de bodemoplossing, het koolstofgehalte van de bodemoplossing en het organische stofgehalte van de bodem. Deze tabellen worden in sectie 10.2 (bijlage 2) weergegeven.

De **pH van de bodemoplossing** kan berekend worden uit de bodem-pH via lineaire regressie (zie sectie 10.1 - bijlage 1):

$$pH_{sdw} = \alpha \cdot pH_{soil} + \beta \quad [4]$$

De regressieconstanten α en β zijn afhankelijk van de textuur (zand, leem, klei of veen) en van de extractiemethode ter bepaling van pH_{soil} (gemeten in H₂O, KCl of CaCl₂).

In Aardewerk werd zowel pH-H₂O als pH-KCl bepaald. Voor elk punt in Aardewerk die binnen de afbakening van de graslanden valt, werd op basis van de textuur en de pH_{soil} , de pH_{sdw} berekend volgens bovenstaande vergelijking. Waarden voor α en β worden per textuur in sectie 10.1 (bijlage 1) weergegeven. De pH_{sdw} werd zowel berekend op basis van de pH-H₂O als van de pH-KCl. De resultaten worden weergegeven in Tabel 11.

De pH van een waterextract (pH-H₂O) is zeer afhankelijk van de verhouding bodem:water. Lagere bodem:water-verhoudingen leiden tot hogere pH-waarden. Het nadeel van de pH-verandering bij wisselende bodem:water-verhoudingen doet zich in mindere mate voor bij het meten van de pH in een verdunde KCl-oplossing. Bijgevolg zijn pH-KCl-metingen veel stabiel. Zoals blijkt uit Tabel 11 ligt de berekende pH_{sdw} op basis van pH-KCl systematisch lager dan deze op basis van pH-H₂O. De lagere waarden van pH-KCl worden veroorzaakt doordat K⁺ ionen tegen H⁺ en Al³⁺ uitgewisseld worden, waarbij de vrijgekomen zuurheid de pH in de oplossing verlaagt. Meestal wordt deze laatste gezien als een betere afspiegeling van de werkelijkheid. Bijgevolg wordt gekozen om verder te rekenen met de pH_{sdw} op basis van pH-KCl. Bovendien ontbreken pH-H₂O-waarden voor KAGR.

De waarde voor het **organische stofgehalte van de bodem** wordt afgeleid van het organische koolstofgehalte, die in Aardewerk werd opgemeten. Daarbij wordt verondersteld dat het koolstofgehalte 50% van het organische stofgehalte bedraagt.

Het **koolstofgehalte van de bodemoplossing**, $[DOC]_{ss}$ bedraagt volgens het handboek 15 mg L⁻¹ voor gras (als OM < 20%).

Op deze manier en op basis van de opzoektabelen (zie sectie 10.2 – bijlage 2) kan de kritische metaalconcentratie berekend worden. De gemiddelde waarden per graslandtype worden weergegeven in Tabel 11. De gemiddelde waarden per textuurgroep wordt weergegeven in Tabel 12.

Tabel 11 Berekening van de gemiddelde kritische totale concentratie van het metaal M in het drainagewater, $[M]_{tot, sdw(crit)}$ (mg m⁻³)

	pH _{sdw} obv pH-H ₂ O	pH _{sdw} obv pH-KCl	OM (%)	[Cd] _{tot, sdw} (crit)	[Pb] _{tot, sdw} (crit)
KAGR	/	7,34	9,60	1,74	6,07
NZGR	6,04	5,80	4,04	1,96	4,10
ZUGR	5,27	4,85	5,45	1,69	3,08
CUGR	7,20	6,57	5,18	2,49	4,41
CUBGR	5,86	5,46	3,38	1,92	4,36

Tabel 12 Berekening van de gemiddelde kritische totale concentratie van het metaal M in het drainagewater, $[M]_{tot, sdw(crit)}$ (mg m⁻³) volgens textuurgroep

	zand		zandleem		leem		klei	
	[Pb]tot, sdw,crit	[Cd]tot, sdw,crit	[Pb]tot, sdw,crit	[Cd]tot, sdw,crit	[Pb]tot, sdw,crit	[Cd]tot, sdw,crit	[Pb]tot, sdw,crit	[Cd]tot, sdw,crit
CUBGR	4,62	1,92	4,00	1,86	3,71	1,98	5,77	1,85
CUGR	3,36	2,50	5,43	2,34	4,23	2,74	5,31	2,38
KAGR*	6,07	1,74	6,07	1,74	6,07	1,74	6,07	1,74
NZGR	4,57	1,94	3,51	1,93	3,77	1,99	4,18	2,03
ZUGR	2,34	1,92	4,05	2,80	0,98	1,16	3,47	1,77

* gebaseerd op 1 enkel receptorpunt

In tegenstelling tot de berekening van M_u , is de kritische totale concentratie van het metaal in het drainagewater geen constante per graslandtype. Verschillen in pH en organische stof zorgen er voor dat een geleidelijke overgang bestaat tussen de verschillende graslandtypes.

2. De menselijke gezondheidseffecten van Cd, Pb en Hg bij inname als drinkwater

De kritische metaalconcentraties (Cd, Pb en Hg) in de bodemoplossing met het oog op menselijke gezondheidseffecten bij inname als drinkwater zijn gebaseerd op de kwaliteitscriteria van de Wereldgezondheidsorganisatie voor alle terrestrische ecosystemen. De concentratie van de metalen in de bodemoplossing geeft volgens de ICP-handleiding een indicatie van de concentratie van de metalen in het grondwater. Op basis van de maximale metaalconcentraties in drinkwater volgens de WHO kunnen de kritische totale metaalconcentraties in het bodemdrainagewater afgeleid worden. De maximale metaalconcentraties in drinkwater bedragen (WHO):

- 10 mg m⁻³ voor Pb,
- 3 mg m⁻³ voor Cd, en
- 1 mg m⁻³ voor Hg.

De VLAREM-normen waaraan grondwater en oppervlaktewater bestemd voor drinkwaterproductie moeten voldoen, bedragen: 50 mg.m⁻³ voor Pb, 5 mg.m⁻³ voor Cd en 1 mg.m⁻³ voor Hg. De bodemsaneringsnormen voor grondwater in de VLAREBO zijn ook gebaseerd op het criterium drinkwaterkwaliteit. Deze normen zijn 20 mg.m⁻³ voor Pb, 5 mg.m⁻³ voor Cd en 1 mg.m⁻³ voor Hg. De normen zijn bijgesteld om een onderscheid te maken met de achtergrondwaarde (bv 5µg/l voor Pb) en komen overeen met een reductiefactor van 0,2 ipv 0,1 in de WHO-formule voor de berekening van drinkwaterkwaliteit.

2.3.3 Kritische uitspoelingsflux van het zware metaal M uit de beschouwde bodemlaag, $M_{le(crit)}$

Op basis van vergelijking [3] kan $M_{le(crit)}$ berekend worden, zowel voor ecotoxicologische als gezondheidseffecten. Volgende tabel geeft een overzicht van de gemiddelde kritische uitspoelingsflux.

Tabel 13 Gemiddelde kritische uitspoelingsflux ($g\ ha^{-1}\ jr^{-1}$)

Ecotoxicologische effecten								
	Pb_{le}				Cd_{le}			
	\bar{X}	Std	Min	Max	\bar{X}	Std	Min	Max
KAGR	8,80	1,52	4,46	14,42	2,52	0,44	1,28	4,13
NZGR	5,98	1,55	1,10	67,27	2,84	0,52	0,58	7,95
ZUGR	4,15	1,92	0,84	11,85	2,34	0,67	0,29	3,52
CUGR	6,12	1,68	1,02	74,4	3,50	0,74	0,46	8,77
CUBGR	6,42	1,73	1,05	57,95	2,80	0,52	0,58	5,85
Menselijke gezondheidseffecten door inname van drinkwater								
	Pb_{le}				Cd_{le}			
	\bar{X}	Std	Min	Max	\bar{X}	Std	Min	Max
KAGR	14,27	2,49	7,19	23,15	4,28	0,75	2,16	6,95
NZGR	14,44	2,62	3,00	25,00	4,33	0,79	0,90	7,50
ZUGR	13,98	4,07	1,37	21,87	4,19	1,22	0,41	6,56
CUGR	14,08	2,79	2,00	26,00	4,23	0,84	0,6	7,80
CUBGR	14,61	2,60	3,00	26,00	4,38	0,78	0,90	7,80

Aangezien er bij het bepalen van de drinkwaternormen geen onderscheid gemaakt wordt tussen de verschillende types, zijn de verschillen tussen M_{le} ook veel kleiner dan bij de berekening van de ecotoxicologische effecten.

2.4 Bepaling kritische last voor ecotoxicologische effecten

Figuur 3 en Figuur 4 geven de grafische situering weer van de kritische lasten voor ecotoxicologische effecten van Cd en Pb op bodemmicro-organismen, planten en invertebraten.

Onderstaande tabellen zijn een overzicht van de belangrijkste statistische parameters voor de verschillende graslandtypes. Of de kritische last significant verschilt per graslandtype wordt nagegaan met de Student-t test. Verschillen zijn significant indien de berekende t-waarde groter is dan de kritische t-waarden. Deze laatste bedraagt 1,96 bij een probabiliteitsniveau 0,05.

2.4.1 Kritische last voor Cd

Tabel 14 Statistische beschrijving van de kritische last ($g\ ha^{-1}\ jr^{-1}$) voor Cd voor de verschillende graslandtypes

	KAGR	NZGR	ZUGR	CUGR	CUBGR
Gem.	3,40	3,89	3,18	5,04	4,33
Variantie	0,27	0,77	0,45	1,13	0,58
Std.	0,52	0,88	0,67	1,06	0,76
n	311	24018	420	20978	23637
Minimum	1,03	0,60	1,13	0,65	1,02
Maximum	3,92	8,92	4,36	10,16	7,31
Mediaan	3,55	4,20	3,31	5,28	4,53

Tabel 15 T-statistiek voor de kritische last voor Cd; $t_{0,05} = 1,96$

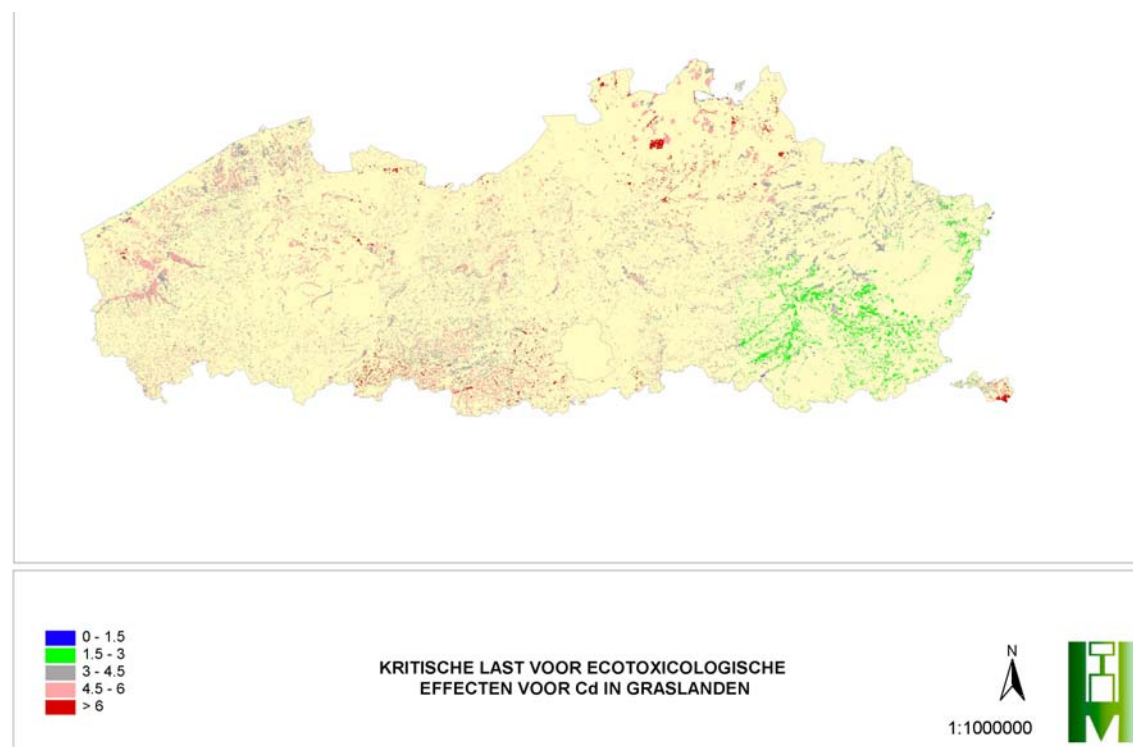
	KAGR	NZGR	ZUGR	CUGR	CUBGR
KAGR	0,00				
NZGR	16,16	0,00			
ZUGR			0,00		
CUGR	53,81	124,45		0,00	
CUBGR	31,04	58,99		79,89	0,00

In vet: statistisch significant verschillend op het 0.05 probabiliteitsniveau

Uit bovenstaande tabellen volgt dat de kritische cadmiumlast voor de verschillende graslandtypes niet altijd significant van elkaar verschillend zijn. Beide typen cultuurgraslanden hebben significant hogere waarden voor de kritische last voor ecotoxicologische effecten van cadmium.

Aangezien Cd in mindere mate in gras wordt teruggevonden, daalt de invloed van de productiviteit (en dus ook de invloed van $M_{0,1}$) in de berekening van de totale kritische last en wordt het aandeel van de uitspoeling groter. Op die manier wordt de ruimtelijke variatie van de kritische cadmiumlast niet enkel bepaald door verschillen in productiviteit tussen de verschillende graslandtypes, maar ook door verschillen in bodemkarakteristieken en klimatologische verschillen zoals de neerslag en de evapotranspiratie.

Het gemiddelde van de kritische lastwaarden ligt voor alle graslandtypes, met uitzondering van de zure graslanden, dicht bij elkaar. De zure graslanden zijn de meest kwetsbare gebieden. De valleigronden van de Nete en de Gete blijken iets gevoeliger dan de Kempen. De Vlaamse Ardennen en de Voerstreek zijn het minst gevoelig.



Figuur 3 Kritische lasten voor ecotoxicologische effecten voor Cd in graslanden (in $g\ ha^{-1}\ jr^{-1}$)

2.4.2 Kritische last voor Pb

Tabel 16 Statistische beschrijving van de kritische last ($g\ ha^{-1}\ jr^{-1}$) voor **Pb** voor de verschillende graslandtypes

	KAGR	NZGR	ZUGR	CUGR	CUBGR
Gem.	27,33	33,09	22,55	42,71	42,85
Variantie	3,30	3,96	3,68	5,39	4,37
Std.	1,82	1,99	1,92	2,32	2,09
n	311	24018	420	20978	23637
Minimum	19,07	26,35	19,24	34,79	35,57
Maximum	29,13	92,34	30,25	108,67	95,79
Mediaan	27,85	33,50	22,19	43,04	43,01

Tabel 17 T-statistiek voor de kritische last voor **Pb**; $t_{0,05} = 1,96$

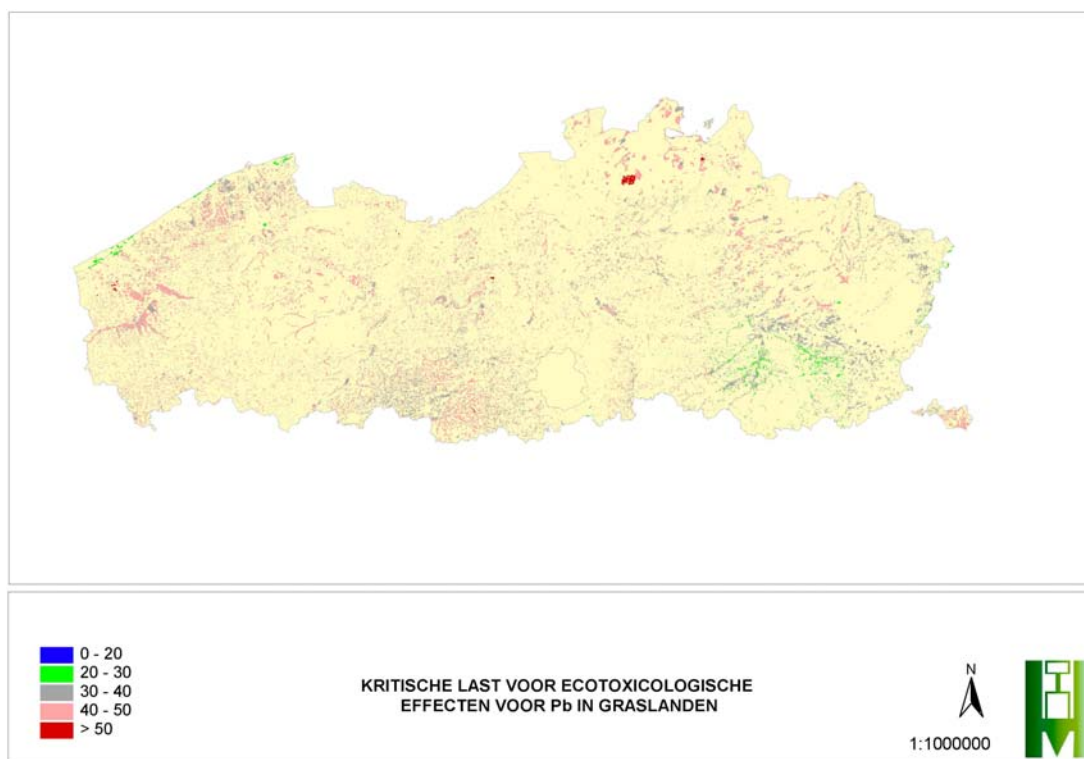
	KAGR	NZGR	ZUGR	CUGR	CUBGR
KAGR	0,00				
NZGR	55,53	0,00			
ZUGR			0,00		
CUGR	147,57	468,15		0,00	
CUBGR	149,48	522,23		6,99	0,00

In vet: statistisch significant verschillend op het 0.05 probabiliteitsniveau

De kritische last voor lood van graslanden wordt voornamelijk bepaald door de opname van het metaal in de oogstbare plantendelen onder kritische last condities (M_u) en niet zozeer door de uitspoeling van lood uit het systeem. Dit is vooral te wijten aan het hoge opnamevermogen van gras voor lood. Bijgevolg worden de verschillen tussen de graslandtypes bijna uitsluitend bepaald door de verschillen in productiviteit.

Uit bovenstaande tabellen volgt duidelijk dat zure graslanden en kalkgraslanden, beiden met de laagste productiviteit, het gevoeligst zijn voor verontreiniging door lood in vergelijking met de andere graslandtypes. De kritische lastwaarden voor deze ecosystemen zijn bijgevolg het laagst. Op basis van de Student-t test blijkt dat de kritische last voor alle graslanden significant van elkaar verschillen, maar de kritische last voor CUGR en CUBGR sluiten dichtst bij elkaar aan. De minst gevoelige types zijn deze met de hoogste productiviteit, namelijk de cultuurgraslanden (CUGR en CUBGR). Zij kunnen een grotere last verdragen aangezien grotere hoeveelheden lood via begrazing of maaien uit het systeem worden verwijderd.

Het verspreidingspatroon van de kritische last voor lood wordt bijna uitsluitend bepaald door de ligging van de verschillende graslandtypen, en slechts in beperkte mate door klimatologische verschillen. De gevoeligste gebieden liggen voornamelijk langs de kust: de kalkrijke duingraslanden. Daarna volgen de beekbegeleidende graslanden en de polders. In de Antwerpse Kempen zijn de minst gevoelige graslanden gelegen.



Figuur 4 Kritische lasten voor ecotoxicologische effecten voor Pb in graslanden (in $g\ ha^{-1}\ jr^{-1}$)

2.5 Bepaling kritische last voor gezondheidseffecten

Figuur 5, Figuur 6 en Figuur 7 geven de grafische situering weer van de kritische lasten voor gezondheidseffecten door drinkwater. De begeleidende tabellen zijn een overzicht van de belangrijkste statistische parameters voor de verschillende graslandtypes. Voor de kritische metaalconcentratie worden de waarden van de WHO overgenomen. Deze geven één globale norm voor de Pb-, Hg- en Cd-concentratie, waardoor de uitspoelingsterm M_{ie} niet meer afhankelijk is van de bodemkarakteristieken onder de verschillende vegetatietypes, maar enkel afhangt van verschillen in klimatologie.

2.5.1 Kritische last voor Cd

Tabel 18 Statistische beschrijving van de kritische last ($g\ ha^{-1}\ jr^{-1}$) voor Cd voor de verschillende graslandtypes

	KAGR	NZGR	ZUGR	CUGR	CUBGR
Gem.	5,25	5,26	5,03	5,73	5,82
Variantie	0,81	1,75	1,49	1,53	1,39
Std.	0,90	1,32	1,22	1,24	1,18
n	311	24018	420	20978	23637
Minimum	1,17	0,26	1,25	0,55	0,68
Maximum	6,14	7,66	7,40	9,51	9,51
Mediaan	5,51	5,74	5,27	6,08	6,16

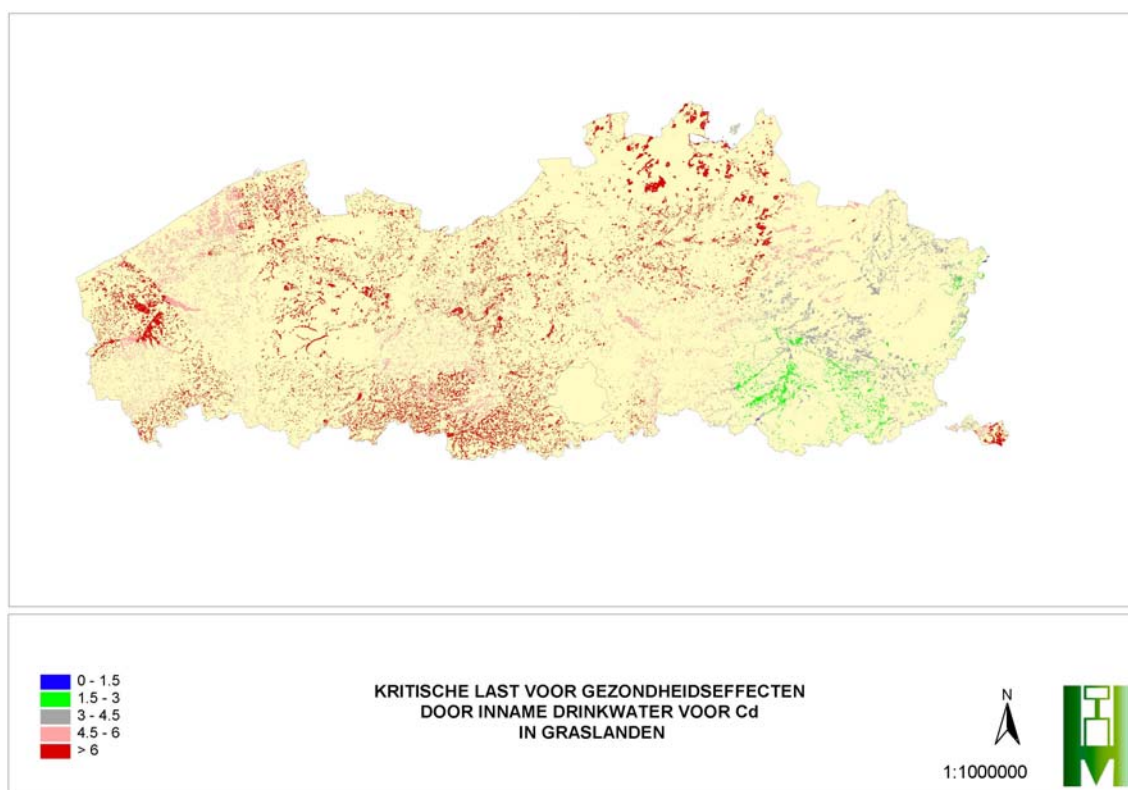
Tabel 19 T-statistiek voor de kritische last voor **Cd**; $t_{0,05} = 1,96$

	KAGR	NZGR	ZUGR	CUGR	CUBGR
KAGR	0,00				
NZGR	0,19	0,00			
ZUGR	2,84	3,86	0,00		
CUGR	9,14	38,29	11,54	0,00	
CUBGR	11,05	48,79	13,18	8,48	0,00

In vet: statistisch significant verschillend op het 0.05 probabiliteitsniveau

De kritische cadmiumlast voor gezondheidseffecten is hoger dan deze voor de ecotoxicologische effecten. Alle graslandtypes, behalve de kalkgraslanden en de neutraal-zure graslanden, verschillen significant van elkaar. De zure graslanden zijn het meest gevoelig, de licht bemeste cultuurgraslanden zijn het minst gevoelig.

Het verspreidingspatroon van de kritische cadmiumlast voor gezondheidseffecten wordt sterk bepaald door de verschillen in productiviteit in combinatie met klimatologische verschillen. De gevoeligste gebieden liggen voornamelijk in zuidelijk Limburg en de minst gevoelige in Antwerpen.



Figuur 5 Kritische last voor gezondheidseffecten door inname drinkwater voor Cd in graslanden (in $g\ ha^{-1}\ jr^{-1}$)

2.5.2 Kritische last voor Pb

Tabel 20 Statistische beschrijving van de kritische last ($g\ ha^{-1}\ jr^{-1}$) voor **Pb** voor de verschillende graslandtypes

	KAGR	NZGR	ZUGR	CUGR	CUBGR
Gem.	33,11	40,95	32,38	50,29	50,61
Variantie	8,94	19,39	16,54	16,97	15,40
Std.	3,00	4,40	4,07	4,12	3,92
n	311	24018	420	20978	23637
Minimum	19,51	24,27	19,77	33,03	33,47
Maximum	36,08	48,93	40,27	62,91	62,91
Mediaan	33,97	42,53	33,17	51,48	51,73

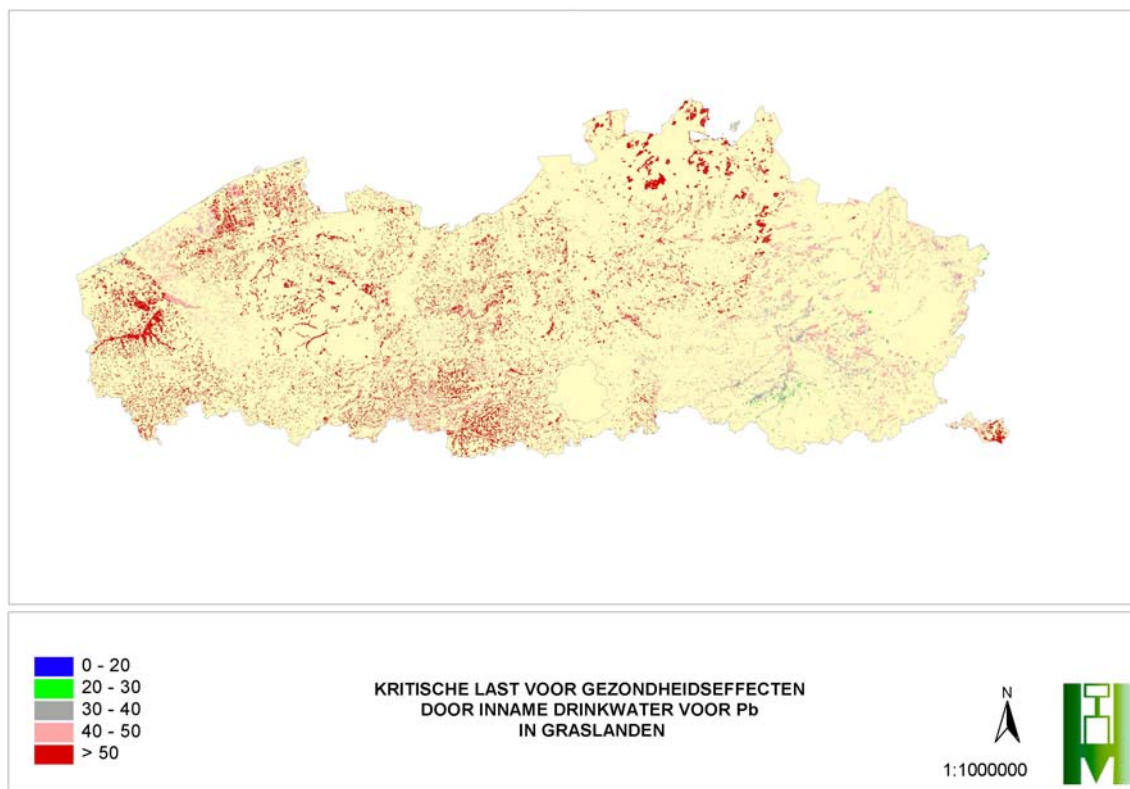
Tabel 21 t-statistiek voor de kritische last voor **Pb**; $t_{0,05} = 1,96$

	KAGR	NZGR	ZUGR	CUGR	CUBGR
KAGR	0,00				
NZGR	45,56	0,00			
ZUGR	2,83	42,76	0,00		
CUGR	99,87	232,30	89,35	0,00	
CUBGR	102,03	252,99	91,15	8,47	0,00

In vet: statistisch significant verschillend op het 0.05 probabiliteitsniveau

De kritische lasten voor gezondheidseffecten liggen hoger dan voor ecotoxicologische effecten omwille van de hogere kritische concentraties in het drainagewater. Aangezien de uitspoelingsterm Q_{le} uitsluitend afhankelijk is van de klimaatsterm in de balans, worden de verschillen in kritische last tussen de verschillende graslandtypes voornamelijk veroorzaakt door de verschillen in klimaat en productiviteit. De zure graslanden en de kalkgraslanden zijn het meest gevoelig. De cultuurgraslanden zijn het minst gevoelig.

De ruimtelijke spreiding van de gevoeligheid toont een hoge gevoeligheid in de zandleem en leemstreek van Limburg. Het IJzerbekken en de provincie Antwerpen hebben de minst gevoelige graslanden.



Figuur 6 Kritische last voor gezondheidseffecten door inname drinkwater voor Pb in graslanden (in $g\ ha^{-1}\ jr^{-1}$)

2.5.3 Kritische last voor Hg

Tabel 22 Statistische beschrijving van de kritische last ($g\ ha^{-1}\ jr^{-1}$) voor **Hg** voor de verschillende graslandtypes

	KAGR	NZGR	ZUGR	CUGR	CUBGR
Gem.	1,51	1,39	1,44	1,43	1,46
Variantie	0,09	0,19	0,17	0,17	0,15
Std.	0,30	0,44	0,41	0,41	0,39
n	311	24018	420	20978	23637
Minimum	0,15	0,00	0,18	0,00	0,00
Maximum	1,81	2,19	2,23	2,69	2,69
Mediaan	1,60	1,55	1,52	1,55	1,57

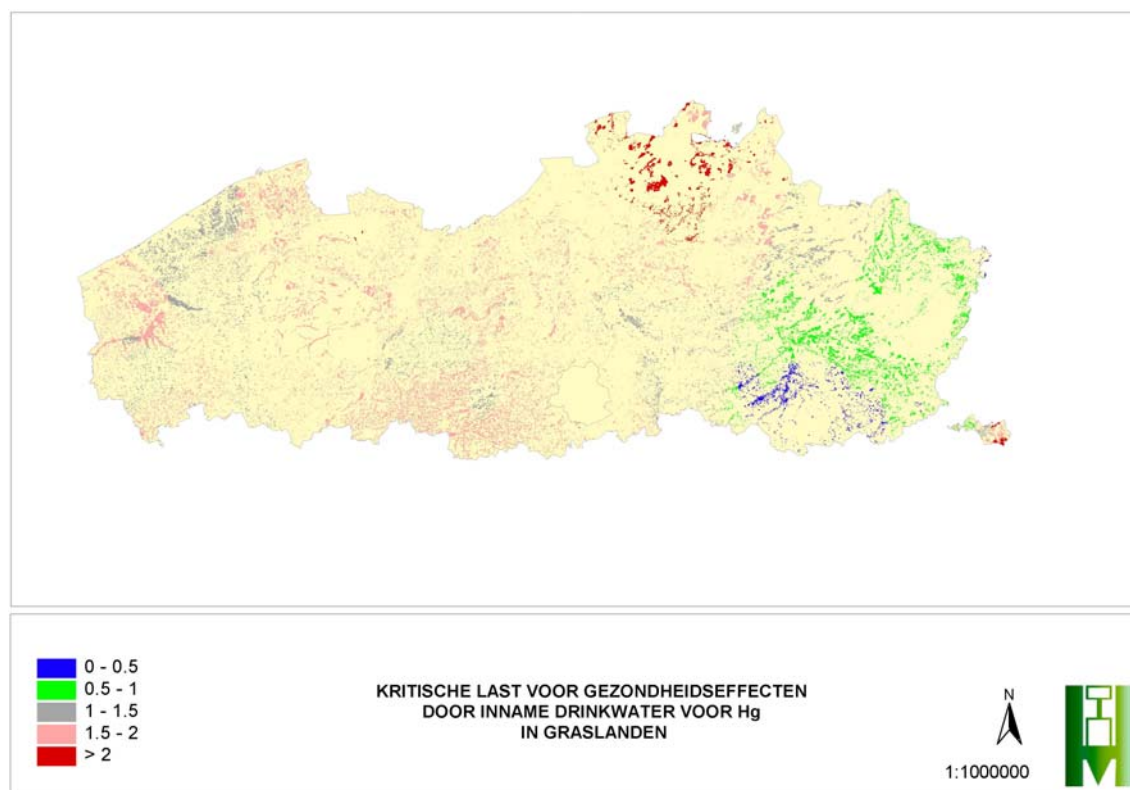
Tabel 23 t-statistiek voor de kritische last voor Hg; $t_{0,05} = 1,96$

	KAGR	NZGR	ZUGR	CUGR	CUBGR
KAGR	0,00				
NZGR	6,88	0,00			
ZUGR	2,90	2,14	0,00		
CUGR	4,91	8,47	0,44	0,00	
CUBGR	3,04	17,38	1,18	8,47	0,00

In vet: statistisch significant verschillend op het 0.05 probabiliteitsniveau

In Tabel 22 en Tabel 23 wordt een statistische beschrijving gegeven van de kritische kwiklast voor gezondheidseffecten. Hieruit blijkt dat bijna alle graslandtypes significant verschillend zijn van elkaar. De cultuurgraslanden en cultuurB-graslanden verschillen niet van de zure graslanden op het 0.05 probabiliteitsniveau. De minst gevoelige zijn de kalkgraslanden, de meest gevoelige zijn de neutraal-zure graslanden.

De ruimtelijke spreiding van de kritische kwiklast voor gezondheidseffecten toont een hoge gevoeligheid in de leemstreek en de zandleemstreek van de Provincie Limburg, gevolgd door gevoelige zones in de Limburgse Kempen. In de provincie Antwerpen liggen de minst gevoelige zones.



Figuur 7 Kritische last voor gezondheidseffecten door inname drinkwater voor Hg in graslanden (in $g\ ha^{-1}\ jr^{-1}$)

3 Berekening kritische lasten voor heide

3.1 Heidetypes

3.1.1 Afbakening

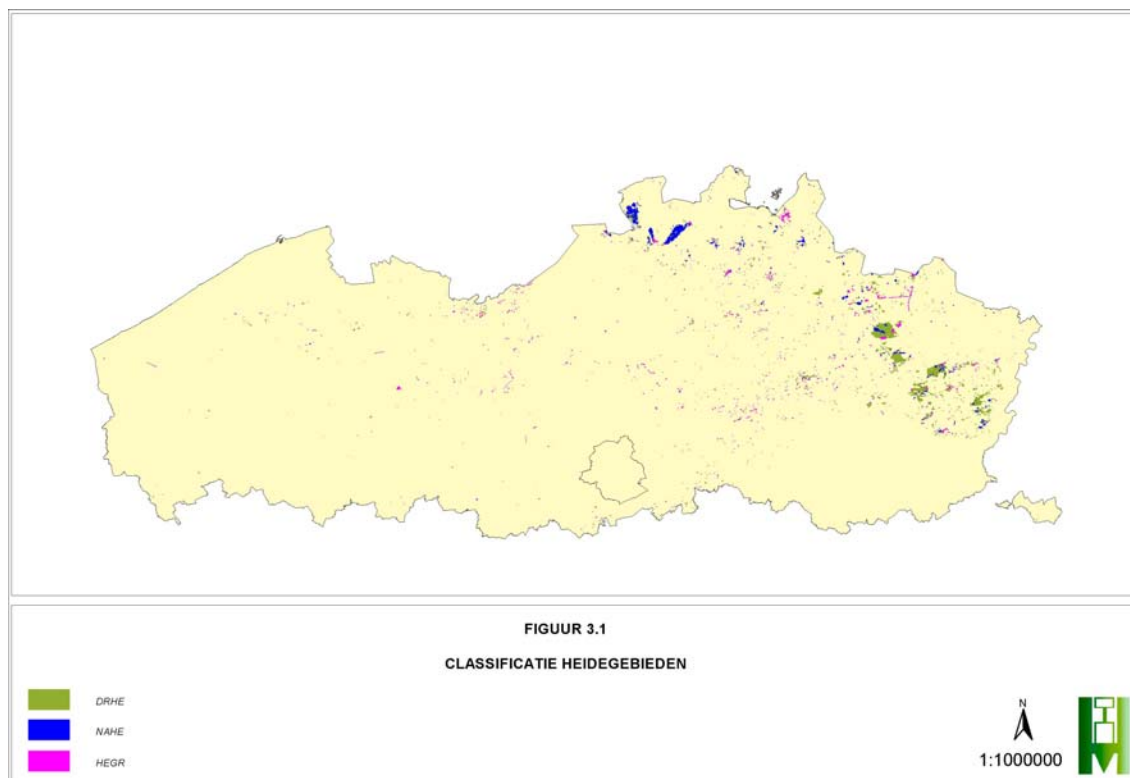
Voor de afbakening van de verschillende types heide werd vertrokken van de EUNIS-habitatclassificatie voor Europa. Onder de groep *F. Heathland, scrub & tundra*, vallen voor Vlaanderen 2 belangrijke groepen: *F4.1 wet heaths* en *F4.2 dry heaths*. Deze opsplitsing in droge en natte heide werd ook door Meykens et al. (2000) gebruikt.

De natuurgerichte bodemkaart (IN) verdeelt de heide in 3 groepen:

- Vochtige heide (jmhv, EUNIS: F4.1)
- Droge heide (jmhd, EUNIS: F4.2)
- Heischraal grasland (jmha, EUNIS: E1.1)

Met de onderverdeling volgens de natuurgerichte bodemkaart zal worden gewerkt. Bijgevolg onderscheiden we de klassen NAHE (natte heide), DRHE (droge heide) en HEGR (heischraal grasland). Figuur 8 geeft deze classificatie visueel weer.

Er moet opgemerkt worden dat onder de klasse 'jmhv' niet enkel vochtige heide is ondergebracht, maar ook gedegrademd hoogveen met pijpestrootje (BWK: Tm) en vennen (BWK: Ao). In onze verdere verwerking zullen we het gedegrademd hoogveen met pijpestrootje bij de vochtige heide rekenen, maar de vennen worden eruit gelaten. Kenmerkende soorten voor Tm zijn o.a. lavendelheide (*Andromeda polifolia*), struikheide (*Calluna vulgaris*), dopheide (*Erica tetralix*), eenjarig wollegras (*Eriophorum vaginatum*), beenbreek (*Narthecium ossifragum*) en veenbes (*Vaccinium oxycoccos*), dit zijn allen soorten die ook in heide frequent voorkomen, zodat de kritische lasten die voor vochtige heide (BWK: Ce) zullen berekend worden, ook gelden voor gedegrademd hoogveen met pijpestrootje.



Figuur 8 Classificatie heidegebieden

3.1.2 Ecologische waarde van de heide

Een beschrijving van de heidetypes wordt uitgebreid behandeld in 'Systematiek van Natuurtypen voor Vlaanderen: Deel 7 Heide en Landduinen' (WVI, UGent, IN). Volgende beschrijving is voornamelijk hierop gebaseerd.

De heide is in onze streken een halfnatuurlijke vegetatie ontstaan onder invloed van de mens, na beweiding en rooien van het loofbos. Heide wordt klassiek omschreven als een altijdgroene dwergstruikformatie, zonder of met weinig bomen of struiken, met een doorgaans goed ontwikkelde moslaag. In Vlaanderen betreft het van de Heidefamilie (*Ericaceae*) voornamelijk de dwergstruiken Struikhei (*Calluna vulgaris*) en Dophei (*Erica tetralix*). Afhankelijk van de fytogeografische streek komen er ook nog Rode dophei (*Erica cinerea*) en verschillende Bosbessoorten (*Vaccinium spp.*) bij. Een andere belangrijke familie zijn de Vlinderbloemigen (*Fabaceae*), waarvan Brem (*Cytisus scoparius*), Kruipbrem (*Genista pilosa*), Stekelbrem (*Genista anglica*) en in mindere mate Gaspeldoorn (*Ulex europaeus*) in de Vlaamse heiden voorkomen.

Heiden en vennen, inclusief heischrale graslanden beslaan gezamenlijk 11.020 à 17.270 ha in Vlaanderen (Paelinckx & Wils 2001). Daarmee zijn ze de meest algemene half-natuurlijke biotopen. Al de vegetatietypen die hiertoe behoren zijn zeer zeldzaam tot nagenoeg niet voorkomend. Droge Struikheivegetaties zijn het minst zeldzaam (zeer zeldzaam). Droge heide met Struikhei, Kruipbrem en Bosbes (*Calluno-Genistion pilosae*), vennen met vegetaties van het Oeverkruid-verbond (*Littorellion uniflorae*), actief hoogveen, aangetast hoogveen (*Oxycocco-Ericion*) en slenken in veengronden (*Rhynchosporion albae*) zijn allemaal habitats van internationaal belang volgens de Habitatrichtlijn. Droge heiden zijn ook relatief belangrijke biotopen voor bodembewonende korstmossen (Hoffmann, 1999).

Natte heide

“De natte heide” is een verzameling van een groot aantal verschillende vegetatietypen die meestal in complex voorkomen en waarvan de soortensamenstelling in belangrijke mate bepaald wordt door het plaatselijk heersende grondwaterregime en door het beheer. Het aantal constante soorten is zeer beperkt. Pijpenstrootje (*Molinia caerulea*), Gewone dophei (*Erica tetralix*) en Struikhei (*Calluna vulgaris*) hebben in alle mogelijke variaties een hoge presentie en het zijn mengsels van deze soorten die de vegetatie haar algemeen aspect verlenen. Soms ontbreekt er één of twee van deze soorten. Hun abundanties in de vegetatie zijn zeer gevarieerd. Een kleine daling van de grondwaterstand of fluctuaties kunnen snel een shift in de (dominante) soorten teweeg brengen. De begroeiingen zijn doorgaans half open tot gesloten, afhankelijk van het successiestadium en in functie van het gevoerde beheer. De aspectbepalende soorten zijn slechts enkele tientallen centimeters tot 1 m hoog. Gemeenschappen van natte heide zijn doorgaans soortenrijker dan die van droge heide (o.a. Gimingham et al. 1979, Ellenberg 1988).

Droge heide

De soortenrijkdom van de droge heide kan sterk variëren, gaande van een nagenoeg eenvormige Struikheivegetatie tot een rijke begroeiing.

Droge heiden komen voor op voedselarme of iets voedselrijke, droge tot matig vochtige, relatief zure dekzanden. De vegetatiestructuur van droge heide is sterk afhankelijk van de levenscyclus van Struikheide. Als deze soort zich na brand of plaggen vestigt, duurt het twee tot drie jaar voor de planten bloeien. Vervolgens neemt de bedekking geleidelijk aan toe. Na zo'n 10-25 jaar sterven de heidepollen vanuit het midden af. In heide die ouder dan 25 jaar is, neemt het aandeel korstmossen aanzienlijk toe, omdat deze zich op de opengevallen plekken vestigen. (Westhoff & Den Held). Geschikte beheersmaatregelen zijn plaggen, branden, fijnmaken & afvoeren, beweiden of combinaties hiervan. Bij plaggen mag enkel de humuslaag verwijderd worden en niet de minerale bodem.

Indien de N-afvoer niet bestendig blijft, krijgen we een meer gedegradeerde droge heide gedomineerd door grassen. De voornaamste grassen hierin zijn pijpestrootje, bochtige smele of adelaarsvaren.

Heischraal grasland

De classificatie van heischraal grasland is niet eenvoudig. Bepaalde bronnen rekenen dit natuurtype bij de heide, anderen beschouwen dit type tot de graslanden. Er moet opgemerkt worden dat ‘De systematiek van Natuurtypen in Vlaanderen: Deel 6 Graslanden’ de BWK-eenheden Hn en Hm ook rekent bij de heischrale graslanden. Er zijn echter grote verschillen tussen Ha, Hn en Hm, waardoor deze beter niet als 1 groep behandeld worden. Vooral de productiviteit kan veel verschillen. De eenheid Hn (droge schrale graslanden) wordt door de natuurgerichte bodemkaart als droge heide geassocieerd, en de eenheid Hm (Vochtig pijpestrootjesgrasland) als oligotroof halfnatuurlijk grasland. Bijgevolg vallen die bij onze werkwijze resp. onder DRHE en ZUGR.

Onder heischraal grasland worden hier enkel de graslanden geklasseerd met als BWK-code Ha. Heischrale graslanden zijn vegetaties op arme, meestal zure bodems, waarin grassen of lokaal ook grasachtigen (zeggen, russen) domineren, maar kruiden en dwergstruiken eveneens talrijk in aanwezig zijn. Vaak zijn ze ontstaan uit het maaien, betreden, beweiden, plaggen, afbranden of storen van heidevegetaties. Hier en daar kunnen Struikheide en/of Brem voorkomen. De open plekken zijn er bedekt met mossen. Dikwijls neemt heischraal grasland verlaten cultuurland in en kan verarmen tot enkele soorten, waarbij Gewoon struisgras domineert (De Blust *et al.*, 1985). Zure, droge graslanden van de duinen onderscheiden zich enigszins, waardoor ze aangeduid worden met Had. Deze eenheid wordt niet onder heischraal grasland ondergebracht, maar werd behandeld bij de zure graslanden (ZUGR).

3.1.3 Bodemeigenschappen van heide

Door middel van een kaartoverlay tussen de opnamepunten van de databank Aardewerk en de kaart met aanduiding van de heidetypes, worden alleen die punten weerhouden die in heide liggen. Enkel deze punten worden gebruikt in de berekeningen.

Tabel 24 Overzicht van het aantal opnamepunten van de databank Aardewerk die gelegen zijn in de onderscheiden heidetypes

Heide	totale opp (ha)	totaal # poly-gonen	# punten in poly-gonen	# poly-gonen met punt	% totaal # poly-gonen	opp poly-gonen met punt (ha)	% totale opp
NAHE	2.431	1.201	2	2	0,17	8,3	0,34
DRHE	7.363	2.148	12	12	0,56	191	2,59
HEGR	2.040	1.526	10	10	0,66	16,3	0,80
Totaal	11.834	4.875	24	24	0,49	215,6	1,82

Uit bovenstaande tabel blijkt dat slechts een heel klein percentage van de verschillende heidetypes werden bemonsterd. Bijgevolg moet opgelet worden om hier gemiddelden aan te nemen en deze als karakteristiek te beschouwen voor één bepaald type.

De bodemeigenschappen van de afgebakende heidetypes wordt weergegeven in de navolgende tabel. Het koolstofpercentage werd berekend aan de hand van de profielen in aardewerk. De bodem-pH-waarden die uit Aardewerk gehaald worden, kunnen gebruikt worden als representatieve waarden. Uit Aardewerk blijkt dat alle heidegebieden op zandige bodems gelegen zijn. Dit wordt bevestigd door de textuurverdeling die werd bekomen door een overlay van de afgebakende heidegebieden met de bodemkaart. De gedifferentieerde achtergrondwaarden werden berekend met behulp van gebiedsdekkende gedistribueerde achtergrondwaarden voor Vlaanderen. Deze ruimtelijke databank werd opgesteld voor het VMM-Project 'diffuse verontreiniging van oppervlaktewater met zware metalen en nutriënten uit erosie' (Gobin et al., 2005). Hiervoor werden de VLAREBO formules toegepast op de grondontledingsdatabank van de Bodemkundige Dienst van België (ruim 66,000 observaties met textuur en koolstof) en gegeoreferentieerd tot op gemeentelijk niveau.

De meest voorkomende textuurklasse voor de heidetypes is zand (Tabel 25). Vergeleken met de gemiddelde achtergrondwaarden voor zware metalen in Vlaanderen (Cd: 0.8, Hg: 0.55, Pb: 40) liggen de gedifferentieerde waarden lager voor alle heidetypes.

Tabel 25 Bodemeigenschappen van heide: koolstofpercentage, textuurklasse verdeling en gemiddelde gedifferentieerde achtergrondwaarden (gebaseerd op Gobin et al., 2005).

	pH-KCl C (%)		Textuur (%)								AGW (ppm)		
	U	E	A	L	P	S	Z	V	Cd	Hg	Pb		
NAHE	3,0	2,40	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8	9,9	89,3	0,0	0,64	0,52	39,48
DRHE	3,3	2,16	0,2	0,5	0,0	0,4	1,2	8,8	87,9	0,0	0,66	0,52	39,33
HEGR	4,0	1,45	0,0	1,5	0,6	4,3	1,2	12,0	80,1	0,1	0,67	0,53	39,16

U=zware klei, E=klei, A=Leem, L=zandleem, P=lichte zandleem, S=lemig zand, Z=zand, V=Veen.
AGW=gedifferentieerde achtergrondwaarde.

3.2 Bepaling van de netto metaalopname door oogstbare delen van de plant, M_u

Het is heel moeilijk om M_u te bepalen voor heidegebieden. Waarden voor de metaalconcentraties in dopheide of struikheide zijn immers niet bekend. Ook de opbrengst van de oogstbare plantendelen is niet eenvoudig te achterhalen. Deze is namelijk sterk afhankelijk van het beheer. Bij branden van de heide verdwijnen er weinig of geen metalen

uit het systeem. Bovendien is afbranden van heide geen populaire beheersmaatregel omwille van verrijking waardoor op de afgebrande stukken meer gras dan heide komt. Bij plaggen wordt dan weer al het bovengrondse plantenmateriaal en de organische toplaag (O-horizont) afgevoerd. Bij beweiden en bij maaien & afvoeren wordt de vegetatie slechts selectief geoogst. Het ontbreken van ruimtelijke data over het beheer van heidegebieden zorgt ervoor dat M_u niet te berekenen is.

Wanneer we het voorzorgsprincipe toepassen, dan wordt best het beheer beschouwd dat aanleiding geeft tot de kleinste kritische last. Dit geschiedt wanneer we geen afvoer beschouwen, waarbij het metaal enkel maar door uitspoeling uit het systeem wordt verwijderd. Bijgevolg is M_u dan gelijk aan nul. Volgens de ICP-handleiding (2004) is het bovendien niet zinvol om deze term te berekenen in ecosystemen met een lage groeisnelheid. De verwijdering van metalen door het oogsten van de plantedelen is dan namelijk heel laag vergeleken met de metaalverliezen die door drainage uitspoelen.

3.3 Bepaling van de kritische uitspoelingsflux

3.3.1 Drainageflux uit de beschouwde bodemlaag, Q_{ie}

De **neerslaggegevens** werden reeds gebruikt bij de graslanden, en kunnen hier dus overgenomen worden.

Interceptie-waarden voor heide werden ook reeds gebruikt bij de bepaling van kritische lasten voor verzuring en vermessing (Meykens et al., 2000). Tabel 26 geeft een overzicht van de waarden die in deze studie vermeld stonden.

Tabel 26 Actuele interceptie door heidevegetaties (% neerslag)

Interceptie	Bron
24-36%	Leyton, Reynolds & Thompson, 1967
25-35%	Heil & van Dam, 1986
30%	Gemiddelde

Voor de bepaling van ET_a voor heidevegetaties geldt: $ET_a = ET_{ref} \cdot gewasfactor$. Voor heidevegetaties zou de beschouwde gewasfactor iets lager zijn dan 1 (Meykens et al., 2000). Bijgevolg wordt er gerekend met een gewasfactor van 0,90. ET_{ref} werd reeds bepaald bij de graslanden. Hieruit volgt een gemiddelde gewasevapotranspiratie van 550 mm jr^{-1} voor heide.

3.3.2 Kritische totale concentratie van het metaal M in het drainagewater, $[M]_{tot, sdw(crit)}$

De kritische totale metaalconcentratie in het bodemdrainagewater hangt af van het te beschermen object, en wordt voor heidevegetaties, net zoals bij graslanden, afgeleid van:

- de kritische vrije metaalconcentratie (Cd, Pd) in de bodemoplossing met het oog op ecotoxicologische effecten op bodemmicro-organismen, planten en invertebraten
- de kritische metaalconcentraties (Cd, Pb) in grondwater met het oog op menselijke gezondheidseffecten bij inname als drinkwater

Heidevegetaties werden niet specifiek behandeld in de ICP-handleiding. Qua methodiek sluiten deze aan bij de graslanden. Dit werd al geïllustreerd met de moeilijkheid om heischraal grasland te classificeren. Heidevegetaties en graslanden kunnen echter niet op volledig identieke manier behandeld worden. De reden hiervoor is de grote opstapeling van

organisch materiaal bij heide die kan oplopen tot 2 à 3 cm. Bij plaggen wordt deze laag verwijderd. Het is net deze laag die voor problemen zorgt bij de berekening van kritische lasten. Een voorwaarde voor de gebruikte methode is namelijk dat het systeem zich in een steady-state situatie moet bevinden. Bijgevolg moet opgepast worden met de interpretatie van kritische lasten voor heidevegetaties die recent werden geplagd.

In de berekening die volgt, wordt enkel rekening gehouden met de minerale bodem. Deze werkwijze kan aanvaard worden, gezien de geringe dikte van de humuslaag in vergelijking met de beschouwde bodemlaag (2 à 3 cm tov 10 cm). In deze minerale laag kan wel een steady-state situatie verondersteld worden.

1. Ecotoxicologische effecten van Cd en Pb op bodemmicro-organismen, planten en invertebraten

$[M]_{tot, sdw(crit)}$ voor ecotoxicologische effecten kan opnieuw uit de tabellen in bijlage 2 (sectie 10.2) afgeleid worden. Volgende tabel geeft een overzicht van de resultaten.

De opmerking van het gebruik van pH-H₂O en pH-KCl zoals die werd aangehaald bij de graslanden, geldt onverminderd voor heidevegetaties. Bijgevolg wordt ook hier verder gerekend met de pH-KCl-waarden.

Het opgeloste **organische koolstofgehalte van de bodemoplossing**, $[DOC]_{ss}$ is niet gekend en wordt conform de ICP-handleiding vastgelegd op 15 mg L⁻¹ (bij OM < 20%).

Tabel 27 Berekening van de gemiddelde kritische totale concentratie van het metaal M in het drainagewater, $[M]_{tot, sdw(crit)}$ (mg m⁻³)

	pH _{sdw} obv pH-H ₂ O	pH _{sdw} obv pH-KCl	OM (%)	[Pb] _{tot, sdw(crit)}	[Cd] _{tot, sdw(crit)}
NAHE	4,05	3,44	4,80	34,64	4,03
DRHE	4,06	4,27	4,32	7,35	2,34
HEGR	4,80	4,90	2,90	1,76	1,46

2. De menselijke gezondheidseffecten van Cd, Pb en Hg bij inname als drinkwater

Aangezien de WHO geen onderscheid maakt tussen de verschillende vegetatie, gelden hier dezelfde concentraties als bij de andere types, namelijk 10 mg m⁻³ voor Pb, 3 mg m⁻³ voor Cd en 1 mg m⁻³ voor Hg.

3.3.3 Kritische uitspoelingsflux van het zware metaal M uit de beschouwde bodemlaag, $M_{le(crit)}$

Uit het voorgaande kan dan op basis van vergelijking [3] de kritische uitspoelingsflux van de zware metalen ($M_{le(crit)}$) berekend worden.

Tabel 28 Gemiddelde kritische uitspoelingsflux (g ha⁻¹ jr⁻¹)

	Ecotoxicologische effecten		Menselijke gezondheidseffecten door inname van drinkwater	
	Pb_{le}	Cd_{le}	Pb_{le}	Cd_{le}
DRHE	4,59	1,46	6,23	1,87
NAHE	28,75	3,34	8,30	2,49
HEGR	1,12	0,94	6,48	1,94

3.4 Bepaling kritische last voor ecotoxicologische effecten

Figuur 9 en Figuur 10 geven de grafische situering weer van de kritische lasten voor ecotoxicologische effecten van Cd en Pb op bodemmicro-organismen, planten en invertebraten.

Onderstaande tabellen zijn een overzicht van de belangrijkste statistische parameters voor de verschillende heidetypes. Of de kritische last significant verschilt per heidetype wordt nagegaan met de Student-t test. In wat volgt merken we algemeen de iets grotere gevoeligheid van droge heide.

3.4.1 Kritische last voor Cd

Tabel 29 Statistische beschrijving van de kritische last ($\text{g ha}^{-1} \text{jr}^{-1}$) voor Cd voor de verschillende heidetypes

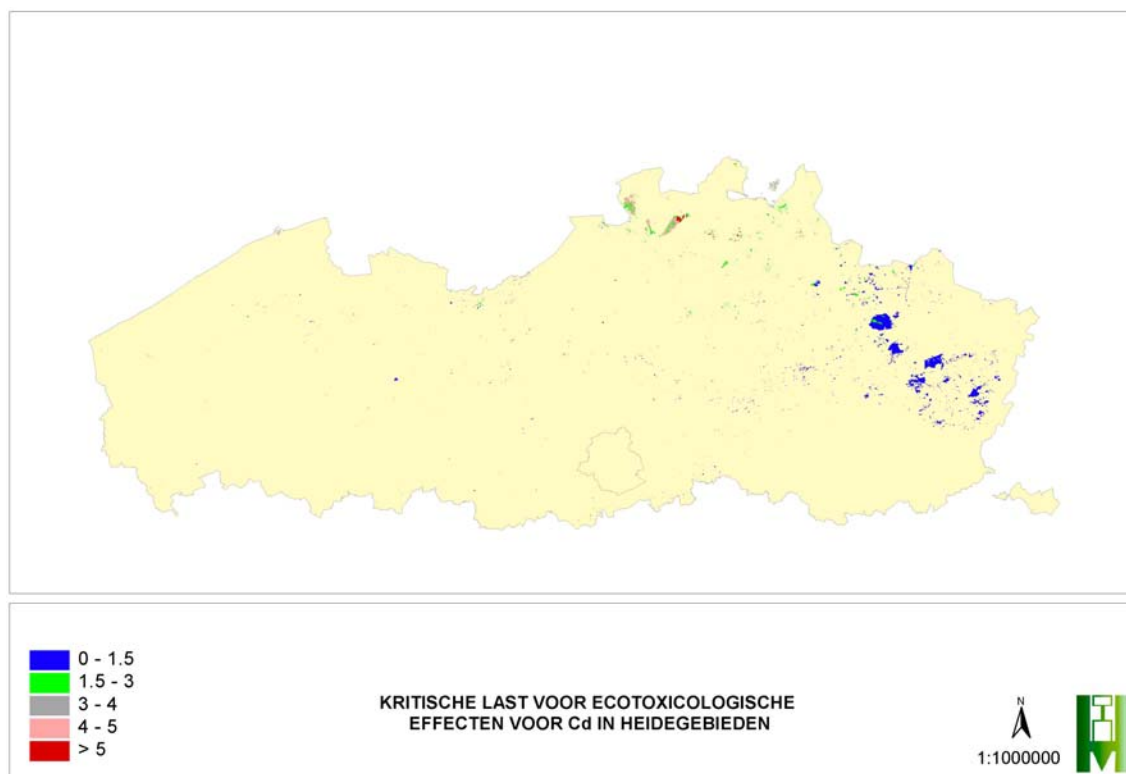
	DRHE	NAHE	HEGR
Gem.	1,30	3,62	1,05
Variantie	1,14	3,05	0,29
Std.	1,07	1,75	0,54
n	2148	1201	1526
Minimum	0,00	0,01	0,00
Maximum	3,76	5,79	2,36
Mediaan	0,78	4,52	1,18

Tabel 30 t-statistiek voor de kritische last voor Cd; $t_{0,05} = 1,96$

	DRHE	NAHE	HEGR
DRHE	0,00		
NAHE	41,83	0,00	
HEGR	9,03	49,00	0,00

In vet: statistisch significant verschillend op het 0.05 probabiliteitsniveau

Uit de bovenstaande tabellen volgt dat de kritische cadmiumlast voor droge heide, natte heide en heischraal grasland significant van elkaar verschillen. Heischraal grasland en droge heide zijn het gevoeligst. De kritische cadmiumlast is het hoogst maar is lager dan deze voor graslanden. De $[\text{Cd}]_{\text{tot},\text{sdw}}$ is gevoelig voor kleine pH-veranderingen in het zure bereik zodat de verschillen in $[\text{Cd}]_{\text{tot},\text{sdw}}$ -waarden aan de basis liggen van de verschillen in kritische lasten tussen de verschillende heidetypes. De gevoeligste heidegebieden liggen in de Limburgse kempen gevolgd door de Antwerpse Kempen.



Figuur 9 Kritische last voor ecotoxicologische effecten voor Cd in heidegebieden (in $g\ ha^{-1}\ jr^{-1}$)

3.4.2 Kritische last voor Pb

Tabel 31 Statistische beschrijving van de kritische last ($g\ ha^{-1}\ jr^{-1}$) voor **Pb** voor de verschillende heidetypes

	DRHE	NAHE	HEGR
Gem.	4,08	31,07	1,26
Variantie	11,50	225,46	0,47
Std.	3,39	15,02	0,69
n	2148	1201	1526
Minimum	0,00	0,12	0,00
Maximum	24,44	49,78	8,27
Mediaan	2,44	38,87	1,40

Tabel 32 T-statistiek voor de kritische last voor **Pb**; $t_{0,05} = 1,96$

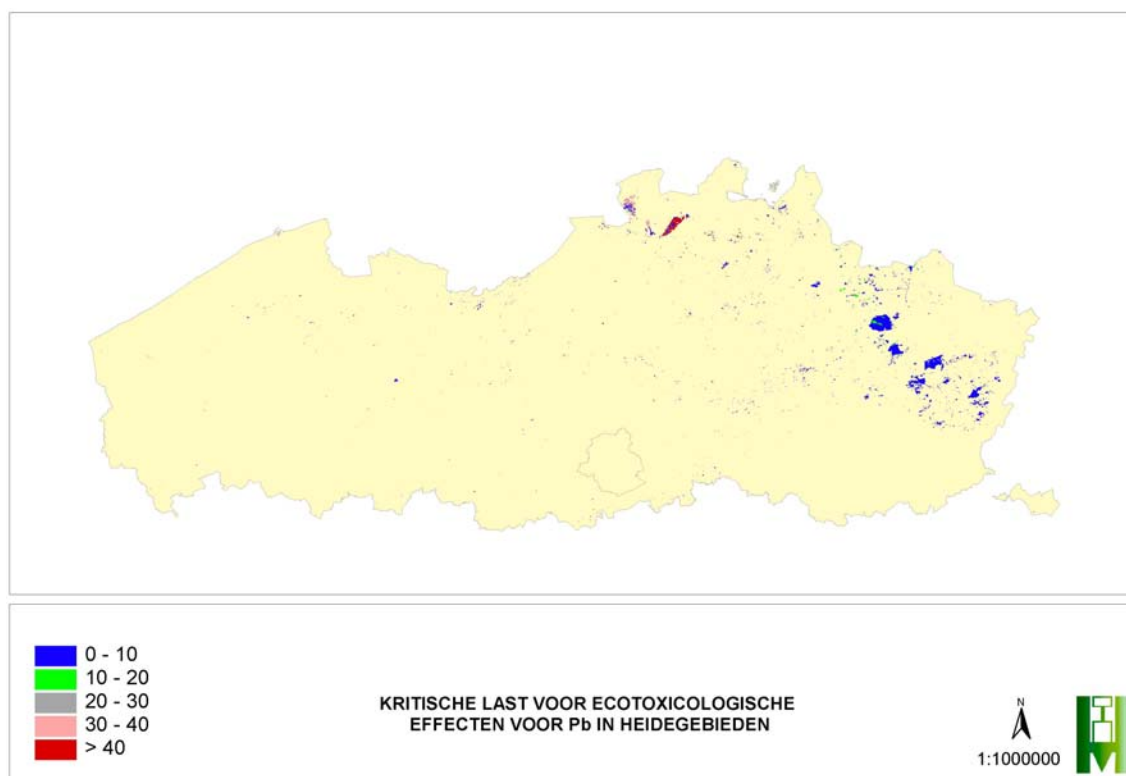
	DRHE	NAHE	HEGR
DRHE	0,00		
NAHE	61,43	0,00	
HEGR	37,45	68,75	0,00

In vet: statistisch significant verschillend op het 0,05 probabiliteitsniveau

Uit bovenstaande tabellen volgt dat de kritische loodlast sterk verschilt volgens heidetype. De heischrale graslanden zijn het gevoeligst, gevolgd door de droge heidegebieden.

Aangezien de kritische last voor heide uitsluitend op basis van de uitspoeling van het zware metaal werd berekend, worden de verschillen tussen de heidetypes vooral door verschillen in $[Pb]_{tot, sdw}$ verklaard. Uit Tabel 27 volgt dat er grote verschillen zijn waar te nemen in $[Pb]_{tot, sdw}$. Deze werden voornamelijk veroorzaakt door verschillen in pH en niet zozeer door verschillende OM-gehalten. Vooral in het zure bereik is $[Pb]_{tot, sdw}$ heel gevoelig voor een kleine wijziging in pH. Beschouwen we bijvoorbeeld OM = 5%, SPM = 0 mg L⁻¹ en DOC = 15 mg L⁻¹, dan bedraagt $[Pb]_{tot, sdw}$ respectievelijk 35, 11 en 4 mg m⁻³ bij pH 3,5, 4 en 4,5 (zie ook sectie 10.1 - bijlage 1).

De ruimtelijke verspreiding van de kritische last voor Pb vertoont een gelijkaardige verspreiding als die van de kritische last voor Cd voor de verschillende heidetypes met de meest gevoelige heidegebieden in de Limburgse Kempen.



Figuur 10 Kritische last voor ecotoxicologische effecten voor Pb in heidegebieden (in g ha⁻¹ jr⁻¹)

3.5 Bepaling kritische last voor gezondheidseffecten

Aangezien de kritische last van heide uitsluitend berekend wordt rekening houdende met de uitspoeling, en er geen verschillen zijn in kritische metaalconcentraties in het drainagewater tussen de verschillende heidetypes, kunnen ruimtelijke verschillen enkel verklaard worden door verschillen in klimatologische omstandigheden. Deze klimatologische verschillen zijn eerder klein binnen Vlaanderen zodat er geen grote verschillen tussen de verschillende heidetypes verwacht worden.

3.5.1 Kritische last voor Cd

Tabel 33 Statistische beschrijving van de kritische last ($g\ ha^{-1}\ jr^{-1}$) voor **Cd** voor de verschillende heidetypes

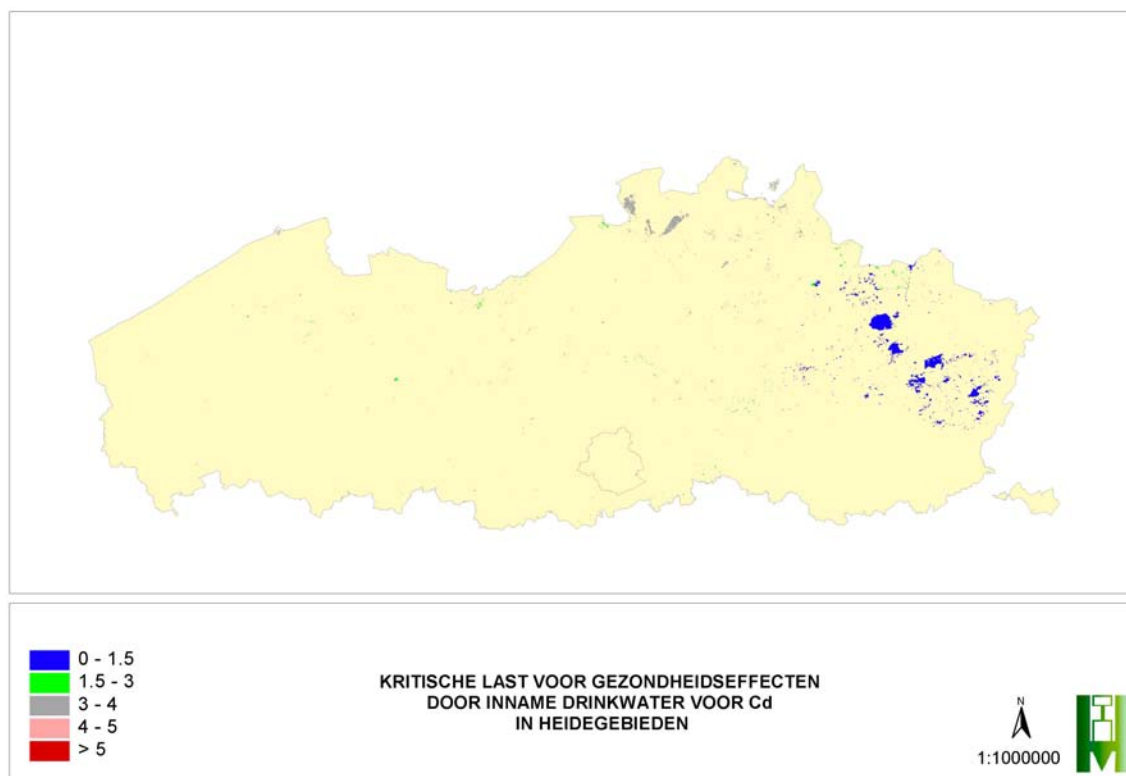
	DRHE	NAHE	HEGR
Gem.	1,66	2,69	2,18
Variantie	1,87	1,69	1,21
Std.	1,37	1,30	1,10
n	2148	1201	1526
Minimum	0,00	0,01	0,00
Maximum	4,08	4,31	4,27
Mediaan	1,00	3,37	2,44

Tabel 34 t-statistiek voor de kritische last voor **Cd**; $t_{0,05} = 1,96$

	DRHE	NAHE	HEGR
DRHE	0,00		
NAHE	21,57	0,00	
HEGR	12,77	10,86	0,00

In vet: statistisch significant verschillend op het 0,05 probabiliteitsniveau

De kritische last van Cd voor gezondheidseffecten door inname van drinkwater is significant verschillend voor de verschillende heidetypes volgens de student-t-test. De droge heidegebieden zijn het gevoeligst, de natte heidegebieden het minst gevoelig. Dit wordt voornamelijk verklaard aan de hand van klimatologische gegevens en spreiding. De ruimtelijke spreiding toont aan dat de heidegebieden in de Limburgse Kempen (voornamelijk droge heide) het gevoeligst zijn.



Figuur 11 Kritische last voor gezondheidseffecten door inname drinkwater voor Cd in heidegebieden (in $g\ ha^{-1}\ jr^{-1}$)

3.5.2 Kritische last voor Pb

Tabel 35 Statistische beschrijving van de kritische last ($g\ ha^{-1}\ jr^{-1}$) voor **Pb** voor de verschillende heidetypen

	DRHE	NAHE	HEGR
Gem.	5,54	8,97	7,28
Variantie	20,79	18,77	13,42
Std.	4,56	4,33	3,66
n	2148	1201	1526
Minimum	0,00	0,04	0,00
Maximum	13,60	14,37	14,23
Mediaan	3,33	11,22	8,13

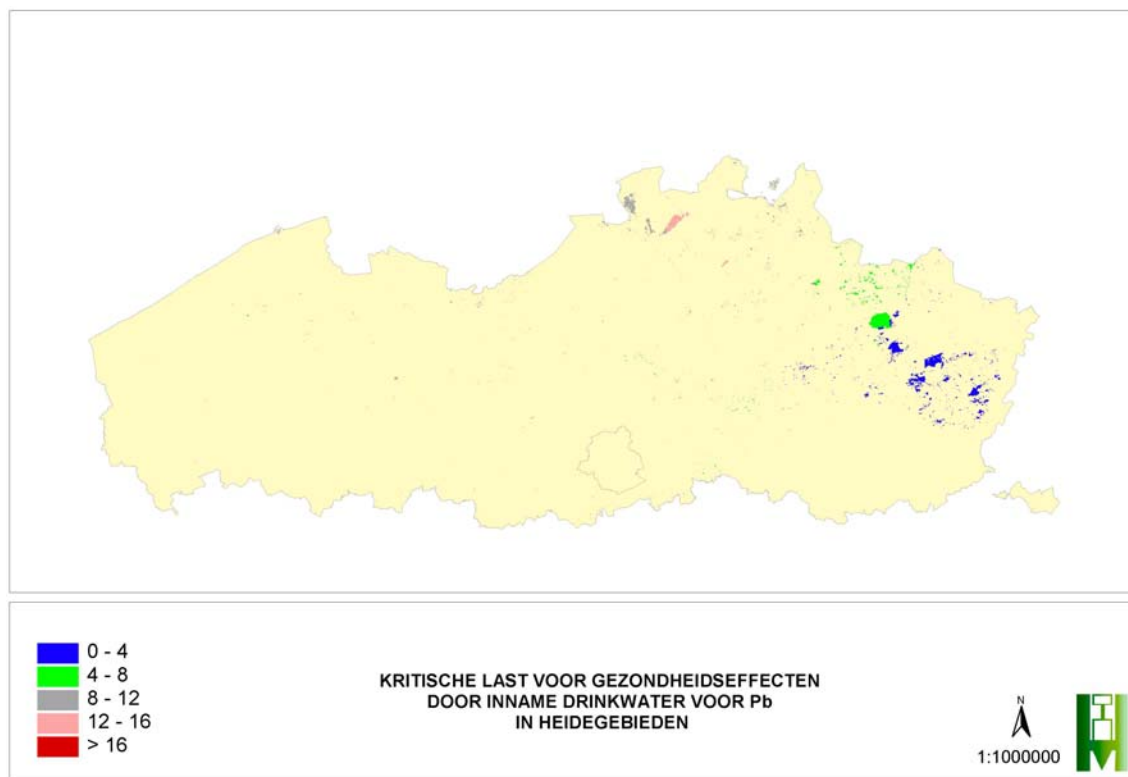
Tabel 36 t-statistiek voor de kritische last voor **Pb**; $t_{0,05} = 1,96$

	DRHE	NAHE	HEGR
DRHE	0,00		
NAHE	21,57	0,00	
HEGR	12,77	10,85	0,00

In vet: statistisch significant verschillend op het 0,05 probabiliteitsniveau

De kritische last van Pb voor gezondheidseffecten door inname van drinkwater is significant verschillend voor de verschillende heidetypen volgens de student-t-test. De kritische loodlast

is het laagst voor droge heide wat zich uit in een dominante ruimtelijke spreiding van gevoelige heidegebieden in de Limburgse Kempen.



Figuur 12 Kritische last voor gezondheidseffecten door inname drinkwater voor Pb in heidegebieden (in $g\ ha^{-1}\ jr^{-1}$)

3.5.3 Kritische last voor Hg

Tabel 37 Statistische beschrijving van de kritische last ($g\ ha^{-1}\ jr^{-1}$) voor **Hg** voor de verschillende heidetypes

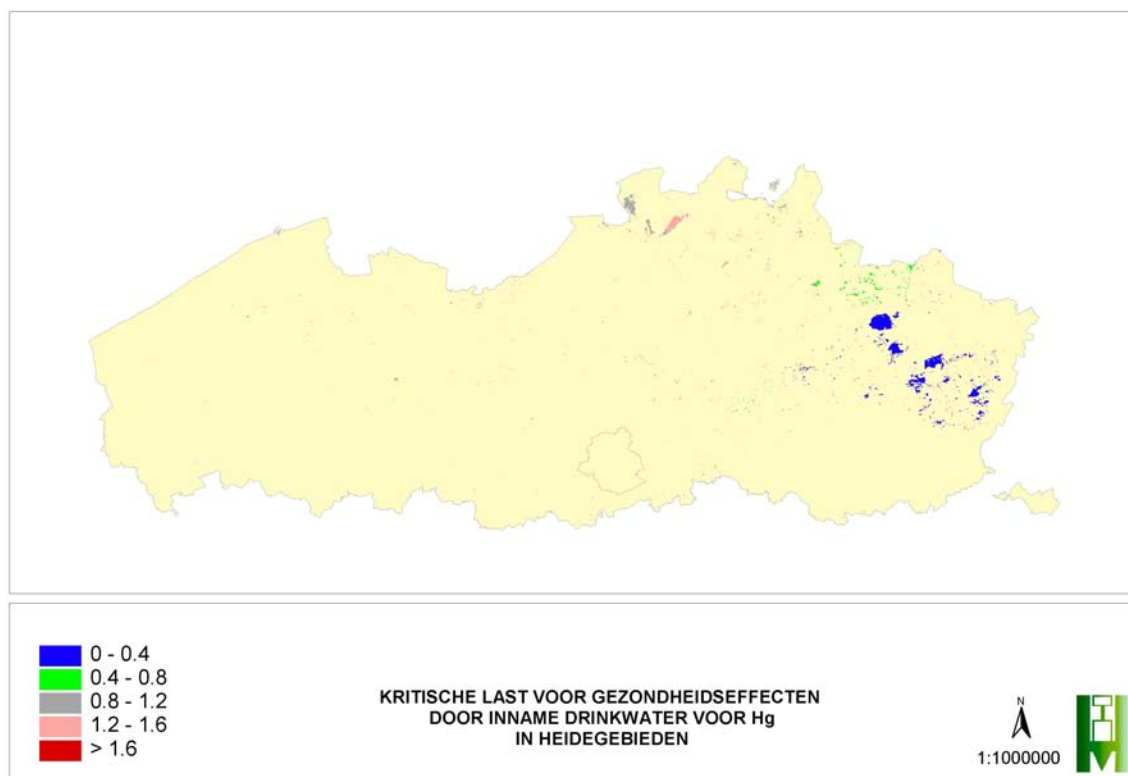
	DRHE	NAHE	HEGR
Gem.	0,55	0,90	0,73
Variantie	0,21	0,19	0,13
Std.	0,46	0,43	0,37
n	2148	1201	1526
Minimum	0,00	0,00	0,00
Maximum	1,36	1,44	1,42
Mediaan	0,33	1,12	0,81

Tabel 38 t-statistiek voor de kritische last voor **Hg**; $t_{0,05} = 1,96$

	DRHE	NAHE	HEGR
DRHE	0,00		
NAHE	21,57	0,00	
HEGR	12,76	10,86	0,00

In vet: statistisch significant verschillend op het 0,05 probabiteitsniveau

De kritische last van Hg voor gezondheidseffecten door inname van drinkwater is significant verschillend voor de verschillende heidetypes volgens de student-t-test. De kritische lasten voor kwik vertonen dezelfde patronen als deze voor cadmium en lood. De gevoeligste heidegebieden zijn droge heide en situeren zich in de Limburgse Kempen.



Figuur 13 Kritische last voor gezondheidseffecten door inname drinkwater voor Hg in heidegebieden (in $g\ ha^{-1}\ jr^{-1}$)

4 Berekening kritische lasten voor bosesystemen

4.1 Bostypes

4.1.1 Indeling

Voor de indeling van de verschillende bostypes wordt uitgegaan van de actuele Boskartering (AMINAL, afdeling Bos & Groen, 2000). In de Boskartering wordt onderscheid gemaakt tussen 4 bostypes:

- Loofhout (< 20% bijmenging van naaldhout)
- Gemengd loofhout (20-50% bijmenging van naaldhout)
- Gemengd naaldhout (20-50% bijmenging van loofhout)
- Naaldhout (< 20% bijmenging van loofhout)

Elk bostype wordt onderverdeeld naar hoofdboomsoort. Verder zijn er ook niet beboste oppervlakten opgenomen in de Boskartering. Tabel 39 geeft een overzicht.

Bij de berekening van de kritische lasten voor bosesystemen is de hoofdboomsoort een belangrijk gegeven omdat de opname van zware metalen (M_u) zeer soortspecifiek is. De indeling van de bostypes gebeurt dan ook op basis van de actuele Boskartering, en niet op basis van de EUNIS-habitatclassificatie, noch op basis van de bosinventarisatie van het Vlaamse Gewest (Roelandt, 2001). Bij deze laatste twee classificaties worden de bostypes immers niet onderscheiden op basis van boomsoorten, maar aan de hand van de interactie tussen floristische en faunistische samenstelling en de abiotische omgeving. Hoewel de hoofdboomsoorten in een bosesysteem meestal aangeplant zijn, in tegenstelling tot de vegetatie die spontaan ontstaat, zijn het toch deze hoofdboomsoorten die de kritische lasten zullen bepalen.

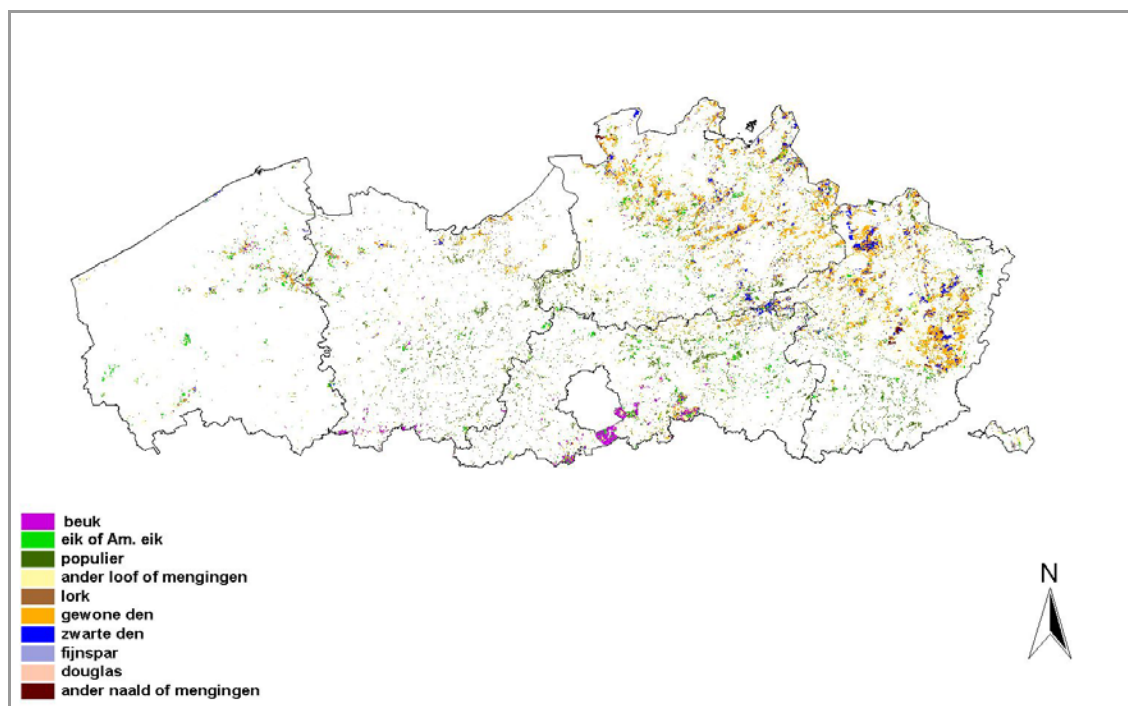
Voor deze studie worden de bostypes loofhout - gemengd loofhout (EUNIS-code G1) en naaldhout - gemengd naaldhout (EUNIS-code G3) samengenomen, met de respectievelijke onderverdelingen naar hoofdboomsoort. De niet beboste oppervlakten (te bebossen, niet bebost, heide, vijvers) worden in dit hoofdstuk niet in beschouwing genomen. Er worden 10 klassen onderscheiden:

- Beuk (*Fagus sylvatica*)
- Eik en Amerikaanse eik (*Quercus robur*, *Q. petraea* en *Q. rubra*)
- Populier (*Populus spp.*)
- Andere loofboomsoorten of mengingen
- Lork (*Larix spp.*)
- Gewone den (*Pinus sylvestris*)
- Zwarte den (*Pinus nigra*)
- Fijnspar (*Picea abies*)
- Douglas (*Pseudotsuga menziesii*)
- Andere naaldboomsoorten of mengingen

Deze indeling werd ook gehanteerd bij de bepaling van de verzurings- en vermistingsgevoeligheid van Vlaamse bossen (Neiryndck et al., 2001). Figuur 14 geeft deze classificatie visueel weer.

Tabel 39 Indeling in bostypes per hoofdboomsoort (actuele Boskartering)

Code	Bostype / hoofdboomsoort
0	te bebossen oppervlak
	<i>LOOFHOUT</i>
11	beuk
12	eik en Amerikaanse eik
13	populier
14	andere of mengingen
	<i>GEMENGD LOOFHOUT</i>
21	beuk
22	eik en Amerikaanse eik
23	populier
24	andere of mengingen
	<i>GEMENGD NAALDHOUT</i>
31	lork
32	gewone den
33	zwarte den
34	fijnspar
35	douglas
36	andere of mengingen
	<i>NAALDHOUT</i>
41	lork
42	gewone den
43	zwarte den
44	fijnspar
45	douglas
46	andere of mengingen
50	niet bebost oppervlak
60	heide
70	vijvers



Figuur 14 Afbakening van de bostypes volgens hoofdboomsoort

4.1.2 Bodemeigenschappen van de bosesystemen

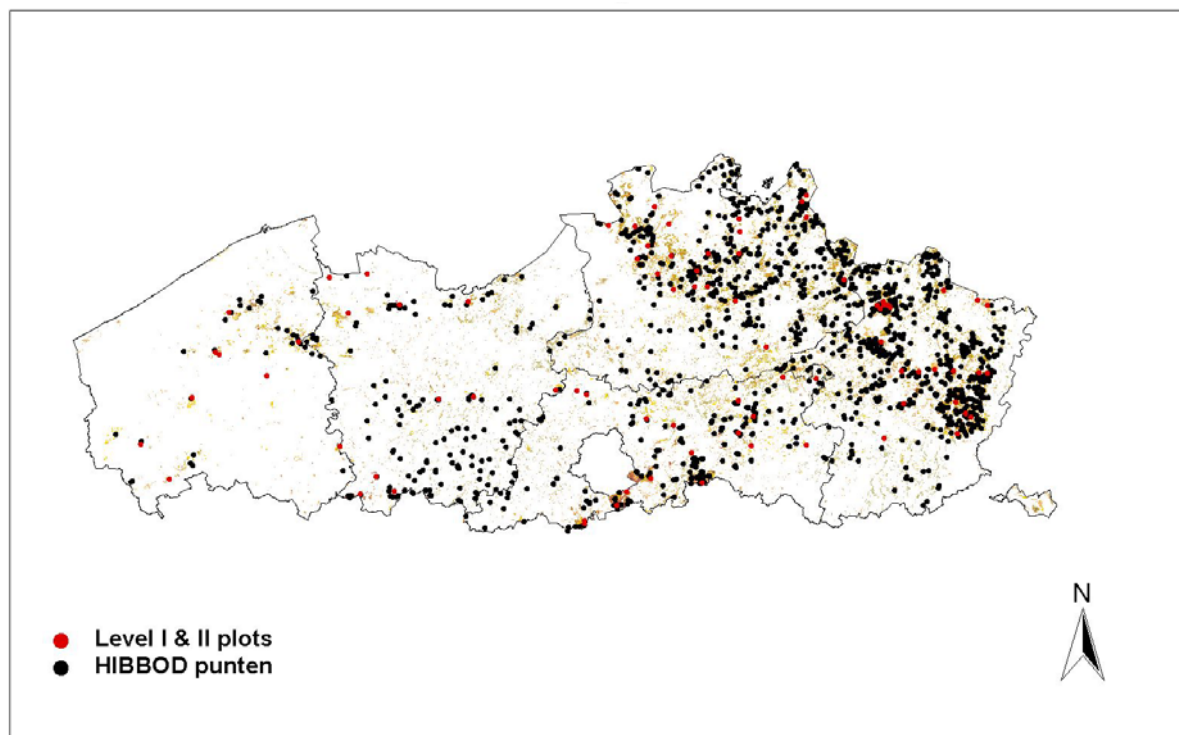
Om de bodems in de geselecteerde bosesystemen te karakteriseren, wordt gebruik gemaakt van de Historische Bosbodembank (HIBBOD) (Leroy et al., 2000). In de HIBBOD-databank zijn de bosbodempromen en -horizonten van Aardewerk gescreend, gecorrigeerd en aangevuld met extra oppervlaktemonsters van bosbodems. In deze nieuwe gestructureerde databank werden 669 profielen gekarakteriseerd als onder bos gelegen. Deze 669 bosprofielen omvatten 4275 horizonten. De ruimtelijke bosbodeminformatie wordt uitgebreid door 1173 oppervlaktemonsters. Van elk profiel, gelegen onder bos, worden zowel identificatiekenmerken als morfologische kenmerken en classificatiegegevens volgens het Belgisch bodemclassificatiesysteem weergegeven. De profielbeschrijvingen worden aangevuld met de veldwaarnemingen en de resultaten van de uitgebreide fysico-chemische analyses van de geassocieerde horizonten, evenals met vegetatiekarakteristieken. De oppervlaktemonsters worden gekarakteriseerd door identificatie- en classificatiegegevens (eveneens volgens het Belgisch bodemclassificatiesysteem). Deze monsters werden slechts op een bepaald aantal fysico-chemische kenmerken onderzocht, in vergelijking met de profielen (enkel CaCO_3 -gehalte, pH- H_2O , C-gehalte en textuurfracties).

Door middel van een kaartoverlay tussen de potentiële receptoren (669 profielen en 1173 oppervlaktemonsters) van de HIBBOD-databank en de kaart met aanduiding van de bosesystemen, werden alleen die receptoren weerhouden die volgens de actuele Boskartering in bos liggen. Hierbij werd de klasse "niet beboste oppervlakte" niet in beschouwing genomen. De kaartoverlay resulteerde in het weerhouden van 443 profielen en 967 oppervlaktemonsters onder bos. Voor 1 profiel en 48 oppervlaktemonsters ontbrak een aantal van de vereiste gegevens; deze punten werden dan ook uit de selectie verwijderd. Er werden uiteindelijk 1361 HIBBOD-receptoren weerhouden: 442 profielen en 919 oppervlaktemonsters. Om de ruimtelijke bosbodeminformatie nog uit te breiden, werden eveneens de 72 Level I plots en 12 Level II plots van het Europees Forest Soil Monitoring netwerk als receptoren gekozen. In de Level I en II plots werden de vereiste gegevens

(textuur, pH-H₂O en C-gehalte) opgemeten in de verschillende bodemhorizonten. Voor de Level I plots worden de analyseresultaten gebruikt van het bodemonderzoek uitgevoerd door het IBW in de loop van de winter 2003 – 2004; voor de Level II plots wordt gebruik gemaakt van de resultaten van de meetcampagne 1991 – 1992 (Roskams et al., 1997). In totaal worden dus 1445 receptoren gebruikt in deze studie. Figuur 15 geeft de ruimtelijke spreiding van de geselecteerde receptoren weer.

Wanneer aangenomen wordt dat de gegevens uit de HIBBOD-databank en de Level I en II plots geldig zijn voor het gehele bosperceel waarin de receptor valt (wat uiteraard een veralgemening is), kan worden gesteld dat deze 1445 receptoren 7,6 % van het totale bosareaal in Vlaanderen bedekken (Tabel 40). Noteer dat hier met bosperceel enkel dat aaneengesloten gedeelte van het bos bedoeld wordt met hetzelfde bostype en hoofdboomsoort.

In Tabel 40 staat tevens weergegeven welk percentage de verschillende bostypes vertegenwoordigen in de totale Vlaamse bosoppervlakte. In Vlaanderen bedraagt de totale bosoppervlakte 146.381 ha (afgeleid van de Boskartering 2000). De totale oppervlakte die weergegeven wordt in Tabel 40 ligt evenwel lager omdat hier louter de oppervlaktes van de afzonderlijke bostypes werden gesommeerd. De totale bosoppervlakte in de Boskartering bevat daarentegen ook de niet beboste oppervlakten (te bebossen, niet bebost, heide, vijvers).



Figuur 15 Geselecteerde receptoren in bos

Tabel 40 Overzicht van het voorkomen van de onderscheiden bostypes en het aantal receptoren (HIBBOD + Level I en II plots) die erin gelegen zijn

Bostype volgens hoofdboomsoort	totale opp (ha)	% totale Vlaamse bosopp	totaal # poly- gonen	# recep- toren in poly- gonen	# poly- gonen met recep- tor	% totaal # poly- gonen	opp poly- gonen met receptor (ha)	% totale opp vh bostype
Beuk	5.020	3,43	2.188	75	63	2,9	897	17,9
Eik/ Am.eik	12.375	8,45	7.692	169	159	2,1	859	6,9
Populier	23.635	16,15	20.202	175	168	0,8	635	2,7
Ander loof/ mengingen	36.813	25,15	27.919	286	268	1,0	1.526	4,1
Lork	2.587	1,77	2.947	22	21	0,7	50	1,9
Gewone den	39.286	26,84	17.248	498	472	2,7	4.776	12,2
Zwarte den	10.886	7,44	6.351	137	130	2,0	1.425	13,1
Fijnspar	3.147	2,15	4.596	32	32	0,7	53	1,7
Douglas	481	0,33	531	3	3	0,6	5	1,0
Ander naald/ mengingen	3.888	2,66	3009	48	47	1,6	245	6,3
Totaal	138.118	94,36	92.683	1.445	1.363	1,5	10.470	7,6

Voor bossen waarin geen bodemgegevens werden opgemeten (bospercelen waarin geen receptor ligt), worden de bodemeigenschappen bepaald aan de hand van een opschaling op basis van de textuur en de hoofdboomsoort (zie sectie 1.4). Dit gebeurt aan de hand van een kaartoverlay tussen de Bosreferentia laag en de landbouwstreken (zand-, zandleem-, leem- en polderstreek).

Tabel 41 geeft het voorkomen weer van de verschillende bostypes (hoofdboomsoort) per textuurklasse in de geselecteerde receptoren.

Tabel 41 Overzicht van het aantal receptoren per bostype en textuurklasse¹

	zandig		lemig			kleiig		veen	Totaal
	Z	S	P	L	A	E	U	V	
Beuk	8	8	6	17	31	4	0	1	75
Eik/ Am.eik	55	40	14	35	18	6	0	1	169
Populier	35	27	5	32	33	36	6	1	175
Ander loof/ mengingen	133	46	12	35	32	22	2	4	286
Lork	14	6	0	1	1	0	0	0	22
Gewone den	399	72	15	8	1	2	1	0	498
Zwarte den	113	19	2	1	1	1	0	0	137
Fijnspar	19	8	2	1	1	1	0	0	32
Douglas	1	0	1	0	0	1	0	0	3
Ander naald/ mengingen	37	3	4	1	2	1	0	0	48
Totaal	814	229	61	131	120	74	9	7	1.445

¹ Zandig = bodems met een zand (Z) of lemig zand (S) textuur

Lemig = bodems met een licht zandleem (P), zandleem (L) en leem (A) textuur

Kleiig = bodems met een klei (E) en zware klei (U) textuur

Veen = bodems gekenmerkt door een oppervlakkige laag met een gehalte aan organisch materiaal > 30%

4.2 Bepaling van de netto metaalopname door oogstbare delen van de plant, M_u

4.2.1 Fractie van de opname van het metaal door de plant in de beschouwde bodemdiepte, $f_{Mu,z}$

Voor de berekening van kritische lasten voor grondwaterbescherming geldt $f_{Mu,z} = 1$. Voor de berekening van kritische lasten met het oog op ecotoxicologische effecten kan $f_{Mu,z}$ variëren tussen 0 en 1. In bosccosystemen waar de bodem bedekt is met een humuslaag dient een onderscheid gemaakt te worden tussen de organische laag (O-horizont) en de humusrijke minerale (top)laag (A_h -horizont) van de bodem. De A_h -horizont wordt 0,1 m dik beschouwd.

Voor Pb en Cd wordt verondersteld dat ecotoxicologische effecten en ook de opname van het metaal door de plant plaatsvinden in zowel de organische als de minerale (top)laag. De kritische last voor Pb en Cd met het oog op ecotoxicologische effecten wordt bijgevolg apart bekeken en berekend voor de O-horizont en voor de A_h -horizont. De meest gevoelige van beide lagen zal uiteindelijk gebruikt worden voor het opstellen van de gevoeligheidskaart. Indien enkel de organische laag (O) wordt beschouwd, wordt een $f_{Mu,z}$ van 0,8 aangenomen aangezien onderzoek heeft aangetoond dat 80 % van de opname gebeurt vanuit deze laag (gebaseerd op Pb-isotopen in fijnspar, Bindler et al., 2004). Wanneer de minerale toplaag inbegrepen wordt in de berekeningen (O + A_h), kan de factor $f_{Mu,z}$ gelijkgesteld worden aan 1, gezien het grootste deel van de nutriënten en pollutanten wordt opgenomen uit de bovenste bodemlaag. De O- en A_h -horizont worden gelijkgesteld aan de volledige worteldiepte.

Voor Hg vinden de ecotoxicologische effecten enkel plaats in de organische laag (Meili, 1991, 1997). De kritische last voor Hg met het oog op ecotoxicologische effecten wordt bijgevolg enkel berekend voor de O-horizont ($f_{Mu,z} = 0,8$).

4.2.2 Opbrengst van de oogstbare plantendelen, Y_{ha}

Voor bosccosystemen wordt de opbrengst van de oogstbare plantendelen Y_{ha} bepaald aan de hand van de gemiddelde jaarlijkse aanwas van het stamvolume en de volumedichtheid van het stamhout:

$$Y_{ha} = GJA \cdot \rho$$

met

Y_{ha} = opbrengst van de oogstbare plantendelen ($\text{kg ds} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1}$)

GJA = gemiddelde jaarlijkse aanwas van het stamvolume ($\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1}$)

ρ = volumedichtheid van het stamhout ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$)

[6]

De **gemiddelde jaarlijkse aanwas GJA** is een functie van de boomsoort, de leeftijd en de boniteitsklasse. De boniteit is een maatstaf die de kwaliteit van de groeiplaats voor een bepaalde boomsoort weerspiegelt. Voor Vlaanderen zijn echter weinig aanwasgegevens beschikbaar. De aanwas van een bepaalde boomsoort is zeer variabel en kan tot een factor 3 verschillen afhankelijk van de standplaatskwaliteit (boniteitsklasse). De boniteitsklasse is echter niet opgenomen in de Boskartering en evenmin is er een directe relatie tussen boniteit en bodemserie bekend. Het is dus niet mogelijk om de gemiddelde jaarlijkse aanwas te laten variëren i.f.v. boniteitsklasse en zo de ruimtelijke variatie in deze parameter te incorporeren. Daarom wordt in deze studie gerekend met aanwasgegevens uit opbrengstabellen bij een gemiddelde boniteitsklasse. Hierbij werd GJA bepaald als een gemiddelde over de verschillende leeftijden. In de gevoeligheidsanalyse worden vervolgens de aanwasgegevens gebruikt van de hoogste en laagste boniteitsklasse (zie sectie 4.7). In deze studie wordt gebruik gemaakt van relevante Nederlandse opbrengstabellen voor de belangrijkste

boomsoorten (Jansen et al., 1996) en van de produktietabel voor Corsicaanse den in Vlaanderen (Meuleman et al., 1991). Tabel 42 geeft een overzicht van GJA per hoofdboomsoort bij gemiddelde boniteitsklasse en bij laagste en hoogste boniteitsklasse. Tussen haakjes staat de boniteitsklasse vermeld.

Tabel 42 Gemiddelde jaarlijkse aanwas GJA ($m^3 \cdot ha^{-1} \cdot jr^{-1}$) per hoofdboomsoort bij gemiddelde, minimale en maximale boniteitsklasse. Tussen haakjes staat de boniteitsklasse. (Meuleman et al., 1991; Jansen et al., 1996)

	gemiddeld	min	max
Beuk	6,5 (8)	3,2 (4)	10,0 (12)
Eik/ Am.eik	5,2 (6)	2,6 (3)	7,7 (9)
Populier	12,9 (IV)	6,5 (VII)	17,3 (I)
Ander loof/ mengingen	6,6 *	3,7 *	9,2 *
Lork	8,5 (10)	5,1 (6)	11,9 (14)
Gewone den	6,7 (8)	3,5 (4)	10,2 (12)
Zwarte den	14,2 (21/1,75)	10,5 (15/1,75)	16,3 (27/1,75)
Fijnspar	8,5 (10)	5,1 (6)	13,5 (16)
Douglas	10,1 (12)	7,0 (8)	13,5 (16)
Ander naald/ mengingen	9,6 *	6,2 *	13,1 *

* waarden zijn een gemiddelde van de loof- of naaldboomsoorten

Voor de **volumedichtheid ρ** van de verschillende houtsoorten wordt in deze studie gerekend met een gemiddelde waarde op basis van een aantal literatuurbronnen, zoals weergegeven in Tabel 43.

Tabel 43 Volumedichtheid van het stamhout ρ (kg/m^3) per hoofdboomsoort

	Neiryck et al., 2001	de Vries et al., 2003	Rijsdijk & Laming, 1994	Gemiddelde
Beuk	640	680	586	635
Eik/ Am.eik	620	600	632	617
Populier	420	410	357	396
Ander loof/ mengingen	580 *	585 *	534 *	566 *
Lork	530	550	476	519
Gewone den	510	490	508	503
Zwarte den	410	490	-	450
Fijnspar	430	400	407	412
Douglas	690 °	470	492	481
Ander naald/ mengingen	470 *	460 *	471 *	467 *

* waarden zijn een gemiddelde van de loof- of naaldboomsoorten

° outlier

Vergelijking tussen de bronnen toont aan dat voor de verschillende hoofdboomsoorten de ρ -waarden goed vergelijkbaar zijn; enkel voor Douglas wordt een outlier gedetecteerd. Aan de hand van de literatuurwaarden werd per hoofdboomsoort een gemiddelde volumedichtheid van het stamhout bepaald (de outlier werd hierbij niet opgenomen). Tabel 44 geeft een overzicht van de gebruikte waarden voor GJA en ρ en de resulterende opbrengst van de oogstbare plantendelen Y_{ha} .

Tabel 44 Gemiddelde jaarlijkse aanwas GJA ($m^3 \cdot ha^{-1} \cdot jr^{-1}$), volumedichtheid van het stamhout ρ ($kg \cdot m^{-3}$) en opbrengst van de oogstbare plantendelen Y_{ha} (ton ds. $ha^{-1} \cdot jr^{-1}$) per hoofdboomsoort

	GJA	ρ	Y_{ha}
Beuk	6,5	635	4,15
Eik/ Am.eik	5,2	617	3,20
Populier	12,9	396	5,09
Ander loof/ mengingen	6,6 *	566 *	3,73
Lork	8,5	519	4,41
Gewone den	6,7	503	3,39
Zwarte den	14,2	450	6,39
Fijnspar	8,5	412	3,49
Douglas	10,1	481	4,88
Ander naald/ mengingen	9,6 *	467 *	4,49

* waarden zijn een gemiddelde van de loof- of naaldboomsoorten

4.2.3 Concentratie van het metaal in de oogstbare plantendelen, $[M]_{ha}$

Voor de waarde van $[M]_{ha}$ moet worden uitgegaan van concentraties op onvervuilde plaatsen. Voor bosecosystemen gaat het hierbij over achtergrondconcentraties in hout en schors.

Metaalconcentraties in biomassacomponenten worden echter meestal bepaald op vervuilde plaatsen. Achtergrondconcentraties van Pb, Cd en Hg in hout en schors voor Vlaanderen zijn dan ook schaars.

Tabel 45 geeft Europese literatuurwaarden weer voor achtergrondconcentraties in hout en schors. Ter vergelijking worden hier ook de gemiddelde concentraties in de oogstbare plantendelen opgegeven voor naald- en loofbos zoals die in de ICP-manual staan vermeld.

Tabel 45 Gemiddelde metaalconcentratie in oogstbare plantendelen $[M]_{ha}$ (mg/kg ds)

			Pb	Cd	Hg
Heinrichs & Mayer (1980)	beuk	hout	3,0	0,19	-
		schors	35,0 *	0,064	-
Duitsland	fijnspar	hout	7,0	0,36	-
		schors	19,0 *	1,45	-
De Maerteleire (1983)	populier	hout	2,4	-	-
		Corsicaans e den	1,0	-	-
Eklund (1995)	eik	hout	0,028 – 0,313	0,018 – 0,028	-
Zweden					
Hagemeyer & Schäfer (1995)	beuk	hout	0,15	0,16	-
Duitsland					

Watmough & Hutchinson (1996) <i>UK</i>	esdoorn	hout	4,08	0,09	-
		schors	2,7	0,4	-
Alriksson & Eriksson (2001) <i>Zweden</i>	fijnspar	hout	0,4	0,12	-
		schors	1,8	0,9	-
	gewone den	hout	0,89	0,13	-
		schors	1,1	0,35	-
	lork	hout	0,61	0,11	-
		schors	1,1	0,27	-
berk	hout	0,91	0,09	-	
	schors	0,9	0,28	-	
Watmough & Hutchinson (2002) <i>UK</i>	eik		2,1	-	-
	esdoorn	hout	3,8	-	-
	gewone den		5,2	-	-
Opydo et al. (2005) <i>Polen</i>	eik	hout	2,95	1,65	
ICP-handleiding (2004)	loofbos	oogstbare plantendelen	0,5 - 10	0,05 – 0,5	-
	naaldbos	en	0,5 - 10	0,1 – 0,5	0,01 – 0,05

* outliers

Vergelijking tussen de bronnen toont aan dat de waarden voor Pb en Cd relatief vergelijkbaar zijn; enkel voor Pb worden 2 outliers gedetecteerd. Aan de hand van de verzamelde literatuurwaarden kan voor de meeste hoofdboomsoorten een gemiddelde Pb- en Cd-concentratie in de oogstbare plantendelen worden bepaald (de outliers worden hierbij niet opgenomen). Voor de boomsoorten waarvoor geen literatuurwaarden teruggevonden werden, wordt $[M]_{ha}$ gelijkgesteld aan de waarde die de ICP-handleiding vermeldt. De bekomen waarden staan weergegeven in Tabel 46.

Voor kwik werd geen enkele literatuurwaarde teruggevonden. De Hg-concentratie in de oogstbare plantendelen wordt bijgevolg voor alle hoofdboomsoorten gelijkgesteld aan de waarde die de ICP-handleiding vermeldt voor naaldbos:

$$[Hg]_{ha} = 0,03 \pm 0,01 \text{ mg/kg ds.}$$

De achtergrondconcentraties vertonen relatief hoge standaardafwijkingen. Deze grote foutenmarge wordt verder opgenomen in de gevoeligheidsanalyse bij de berekening van de kritische lasten.

Tabel 46 Gemiddelde metaalconcentratie in oogstbare plantendelen (hout en schors) [M]_{ha} (mg/kg ds) per hoofdboomsoort (n)

	Pb	Cd
Beuk	1,58 ± 2,02 (2)	0,14 ± 0,07 (3)
Eik/ Am.eik	1,74 ± 1,42 (3)	0,84 ± 1,15 (2)
Populier	2,40 (1)	0,28 ± 0,11 *
Ander loof/ mengingen	2,11 ± 1,38 (11)	0,33 ± 0,51 (9)
Lork	0,86 ± 0,35 (2)	0,19 ± 0,11 (2)
Gewone den	2,40 ± 2,43 (3)	0,24 ± 0,16 (2)
Zwarte den	1,00 (1)	0,30 ± 0,10 *
Fijnspar	3,07 ± 3,48 (3)	0,71 ± 0,59 (4)
Douglas	5,25 ± 2,42 *	0,30 ± 0,10 *
Ander naald/ mengingen	2,12 ± 2,33 (9)	0,46 ± 0,47 (8)

* volgens ICP-handleiding.

4.2.4 Opname van het zware metaal in de oogstbare plantendelen onder kritische last condities, M_u

Uit het voorgaande kan op basis van vergelijking [2] de opname van Pb, Cd en Hg in de oogstbare plantendelen onder kritische last condities (M_u) berekend worden. Hierbij wordt een onderscheid gemaakt tussen de opname uit de volledige worteldiepte (O+A_n) en uit de organische laag afzonderlijk (O). De bekomen gemiddelden per hoofdboomsoort staan weergegeven in Tabel 47 en Tabel 48, voor de (O+A_n)- en de O-horizont respectievelijk.

Tabel 47 Gemiddelde opname van het zware metaal uit de (O+A_n)-horizont in de oogstbare plantendelen onder kritische last condities: M_u (g.ha⁻¹.jr⁻¹) per hoofdboomsoort

	Pb	Cd	Hg
Beuk	6,53	0,57	0,12
Eik/ Am.eik	5,58	2,68	0,10
Populier	12,21	1,40	0,15
Ander loof/ mengingen	7,85	1,22	0,11
Lork	3,77	0,84	0,13
Gewone den	8,12	0,81	0,10
Zwarte den	6,39	1,92	0,19
Fijnspar	10,69	2,47	0,10
Douglas	25,60	1,46	0,15
Ander naald/ mengingen	9,52	2,07	0,13

Tabel 48 Gemiddelde opname van het zware metaal uit de O-horizont in de oogstbare plantendelen onder kritische last condities: M_u ($g \cdot ha^{-1} \cdot jr^{-1}$) per hoofdboomsoort

	Pb	Cd	Hg
Beuk	5,23	0,46	0,10
Eik/ Am.eik	4,46	2,14	0,08
Populier	9,77	1,12	0,12
Ander loof/ mengingen	6,28	0,98	0,09
Lork	3,02	0,67	0,11
Gewone den	6,50	0,65	0,08
Zwarte den	5,11	1,53	0,15
Fijnspar	8,55	1,97	0,08
Douglas	20,48	1,17	0,12
Ander naald/ mengingen	7,61	1,66	0,11

Aangezien de Hg-concentratie in de oogstbare plantendelen voor de verschillende bostypes gelijkgesteld werd aan de waarde uit de ICP-manual, worden verschillen in Hg_u enkel verklaard door verschillen in productiviteit.

4.3 Bepaling van de kritische uitspoelingsflux

4.3.1 Drainageflux uit de beschouwde bodemlaag, Q_{le}

De drainageflux in de bosesystemen wordt berekend aan de hand van de neerslag (P), de actuele interceptie door de vegetatie (I) en de actuele evapotranspiratie (ET_a) – analoog aan de andere ecosystemen:

$$Q_{le} = P - I - ET_a$$

[4]

Voor de **neerslagterm P** worden dezelfde gemiddelde geïnterpoleerde waarden gebruikt als voor de andere ecosystemen.

De **actuele interceptie I** door het bosesysteem zal variëren volgens de boomsoort. De interceptieterm werd reeds gebruikt bij de bepaling van de verzurings- en vermistingsgevoeligheid van Vlaamse bossen (Neiryck et al., 2001). Voor de bepaling van de geïntercepteerde fractie i.f.v. de boomsoorten werd beroep gedaan op gegevens van de Level II plots (Roskams et al., 1997; Neiryck, 2000) en studies (gewone en zwarte den, eik) uitgevoerd in de Zwarte Beek (De Lannoy et al., 2002). Gegevens voor populier waren beschikbaar voor Balegem (Meiresonne, niet gepubliceerd). Tabel 49 geeft een overzicht van de waarden die in de studie van Neiryck et al. (2001) vermeld stonden. Voor lork en douglas wordt met een interceptieterm van 30 % gerekend.

Voor de **actuele evapotranspiratie ET_a** ($E_a + T_a$) werd bij de bepaling van de verzurings- en vermistingsgevoeligheid van Vlaamse bossen uitgegaan van een gemiddelde waarde van $430 \text{ mm} \cdot \text{jr}^{-1}$ voor alle receptoren (Neiryck et al., 2001). Deze waarde was gebaseerd op

- (1) Bepaling van de actuele evapotranspiratie van het Level II meetnet tussen 1992 en 1999 (via chloorbudget) gaf een gemiddelde waarde van $430 \text{ mm} \cdot \text{jr}^{-1}$.
- (2) De Vries et al. (2000) berekenden via geïnterpoleerde meteorologische gegevens dat de gemiddelde jaarlijkse evapotranspiratie voor 245 Level II plots

zich in een smal bereik van 400 - 450 mm.jr⁻¹ bevond, en tamelijk constant was tussen de verschillende boomsoorten.

Tabel 49 Actuele interceptie I (% neerslag) per hoofdboomsoort (Neiryck et al., 2001)

	I
Beuk	25,0
Eik/ Am.eik	23,0
Populier	20,0
Ander loof/ mengingen	15,0
Lork	-
Gewone den	27,0
Zwarte den	32,0
Fijnspar	35,0
Douglas	-
Ander naald/ mengingen	30,0

Aangezien ET_a in een boscysteem afhankelijk is van de boomsoort (Köstner, 2001; Zirlwagen & von Wilpert, 2001), wordt in deze studie getracht om zoveel mogelijk met boomsoort-specifieke ET_a -waarden te rekenen. Gedurende 2000 - 2001 werd het waterverbruik van een aantal proefvlakken, in bossen verspreid over Vlaanderen, geschat aan de hand van het waterbalansmodel WAVE (Verstraeten et al., 2001). Voor elk proefvlak is de hoofdboomsoort gekend. De gesimuleerde waterverbruiktermen zijn weergegeven per maand. Een belangrijke opmerking is echter dat de simulatieperioden beperkt zijn (meestal 18 maanden; minimaal 13, maximaal 20 maanden). De simulaties kunnen dus niet worden geïnterpreteerd over de volledige periode van 2 jaar. Voor deze studie wordt de gemiddelde jaarlijkse ET_a afgeleid uit de studie van Verstraeten et al. (2001) door voor elk proefvlak de waarden voor E_a en T_a van 12 opeenvolgende maanden te sommeren. Dit is nodig omdat het bepalen van de gemiddelde jaarlijkse ET_a op basis van de volledige simulatieperioden een vertekend beeld zou geven, gezien op die manier een groter gewicht toegekend wordt aan een bepaald seizoen. Tabel 50 geeft een overzicht van de bekomen gemiddelde ET_a -waarden per hoofdboomsoort.

Voor zwarte den leverde de studie van Verstraeten et al. (2001) slechts 1 ET_a -waarde, en deze was zeer laag (284 mm.jr⁻¹). Daarom wordt de gemiddelde jaarlijkse evapotranspiratie voor zwarte den in deze studie gelijkgesteld aan deze van gewone den. Voor de boomsoorten waarvoor geen actuele evapotranspiratie werd bepaald, wordt ET_a gelijkgesteld aan de waarde die gebruikt werd bij de bepaling van de verzurings- en vermistingsgevoeligheid van Vlaamse bossen: 430 mm.jr⁻¹.

Tabel 50 Gemiddelde actuele evapotranspiratie ET_a (mm.jr⁻¹) per hoofdboomsoort (n) (Verstraeten et al., 2001)

	ET_a
Beuk	490 ± 101 (3)
Eik/ Am.eik	389 ± 36 (2)
Populier	454 ± 73 (2)
Ander loof/ mengingen	414 ± 101 (9)

Lork	-
Gewone en zwarte den	351 ± 45 (2)
Fijnspar	-
Douglas	-
Ander naald/mengingen	-

4.3.2 Kritische totale concentratie van het metaal M in het drainagewater, $[M]_{tot, sdw(crit)}$

De kritische totale metaalconcentratie in het bodemdrainagewater hangt af van het te beschermen object, en wordt voor bosecosystemen afgeleid van:

- de kritische vrije metaalconcentratie (Cd, Pd) in de bodemoplossing met het oog op ecotoxicologische effecten op bodemmicro-organismen, planten en invertebraten
- de kritische metaalconcentratie in de bodem (Hg) met het oog op ecotoxicologische effecten op bodemmicro-organismen en invertebraten in de boshumuslaag.
- de kritische metaalconcentraties (Cd, Pb, Hg) in grondwater met het oog op menselijke gezondheidseffecten bij inname als drinkwater

1. Ecotoxicologische effecten van Cd en Pb op bodemmicro-organismen, planten en invertebraten

De kritische totale metaalconcentratie in het bodemdrainagewater $[M]_{tot, sdw(crit)}$ voor ecotoxicologische effecten kan aan de hand van inter- en extrapolaties uit de tabellen in sectie 10.2 (bijlage 2) afgeleid worden, in functie van pH_{sdw} , $[DOC]_{sdw}$ en OM .

Ook hier wordt het onderscheid gemaakt tussen bodemdrainagewater dat uitspoelt uit de organische horizont (O) en de minerale toplaag (A_h). Voor de A_h -horizont worden de gegevens uit de HIBBOD-databank gebruikt. In deze databank zijn echter geen gegevens opgenomen van de O-horizont. Voor de berekening van de kritische totale metaalconcentratie in het bodemdrainagewater dat uitspoelt uit de O-horizont zullen data van het IBW uit de Level I en II plots worden gebruikt. Het gaat hier om veel minder opnamepunten dan in de HIBBOD-databank, waardoor de ruimtelijke informatie over de O-horizont veel kleiner zal zijn dan deze van de A_h -horizont.

Een bijkomende opmerking die gemaakt dient te worden, is dat bij de bemonstering van de organische laag in de Level II plots zowel de Oi-, Of- als Oh-laag beschouwd werd (Roskams et al., 1997). De f- en de h-laag bestaan uit omgezette plantenresten; in de l-laag echter zijn de plantenresten nog niet verteerd. Dit heeft tot gevolg dat de gemeten pH wat hoger ligt dan in de Level I plots, aangezien het vers strooisel nog basische kationen bevat en dus minder zuur is dan verteerd strooisel.

1a) A_h -horizont

De **pH van de bodemoplossing** kan berekend worden uit de bodem-pH via lineaire regressie:

$$pH_{sdw} = \alpha \cdot pH_{soil} + \beta \quad [5]$$

De regressieconstanten α en β zijn afhankelijk van de textuur (zand, leem, klei of veen) en van de extractiemethode ter bepaling van pH_{soil} ($pH-H_2O$, $pH-KCl$ of $pH-CaCl_2$) (zie sectie 10.2 - bijlage 2). In de 442 geselecteerde profielen van de HIBBOD-databank werd zowel

pH-H₂O als pH-KCl bepaald. In de 919 geselecteerde oppervlaktemonsters van de HIBBOD-databank echter werd enkel pH-H₂O bepaald. Bijgevolg wordt gekozen om verder te rekenen met de pH_{sdw} op basis van pH-H₂O.

De waarde voor het **organische stofgehalte** van de bodem (OM) wordt afgeleid van het organische koolstofgehalte. In HIBBOD gebeurde de koolstofbepaling voor alle geselecteerde receptoren met de methode van Walkley & Black (WBC); in de Level I en II plots gebeurde dit met een TOC-analyser (total organic carbon). WBC is easy oxidisable carbon en dus steeds kleiner dan TOC. De omzetting naar OM-gehalte gebeurt als volgt:

$$\% \text{ WBC}_{\text{Hibbod}} \times 2 = \% \text{ OM}$$

$$\% \text{ TOC} \times 1,72 = \% \text{ OM}$$

De factor 1,72 slaat op de Van Bemmelen factor die aanneemt dat OM ongeveer 58 % C bevat (De Vos B., persoonlijke mededeling).

Het opgeloste **organische koolstofgehalte van de bodemoplossing**, $[\text{DOC}]_{sdw}$ bedraagt volgens het ICP-handboek 20 mg L⁻¹ voor de minerale toplaag van boscosecosystemen.

Op deze manier en op basis van de opzoektabelen (sectie 10.2 - bijlage 2) kan de kritische totale concentratie van Cd en Pb in het drainagewater berekend worden voor alle receptoren. Vervolgens wordt voor elk bosperceel in de actuele Boskartering een indicatieve waarde voor $[\text{Pb}]_{tot, sdw(crit)}$ en $[\text{Cd}]_{tot, sdw(crit)}$ met het oog op ecotoxicologische effecten bepaald aan de hand van een opschaling op basis van de bodemtextuur en de hoofdboomsoort. Ter illustratie worden in Tabel 51 de berekende bodemeigenschappen en kritische totale concentraties van Cd en Pb in het drainagewater samengevat per bostype. De berekende $[\text{Pb}]_{tot, sdw(crit)}$ en $[\text{Cd}]_{tot, sdw(crit)}$ per hoofdboomsoort en bodemtextuur worden weergegeven in sectie 10.3 (bijlage 3).

Uit sectie 10.3 (bijlage 3) blijkt dat er over het algemeen een gradiënt bestaat in $[\text{Pb}]_{tot, sdw(crit)}$ en $[\text{Cd}]_{tot, sdw(crit)}$ die afneemt van de grove naar de fijne textuurklassen. De kritische totale concentratie van Cd en Pb in het drainagewater is doorgaans het hoogst in de zandbodems, wat impliceert dat de kritische last voor ecotoxicologische effecten van Pb en Cd eveneens hoogst zal zijn voor zandbodems. Het merendeel van de Vlaamse bossen staat op dit minst gevoelige bodemtype. Op de kleibodems, die meest gevoelig zijn voor ecotoxicologische effecten van Pb en Cd, komen in Vlaanderen weinig bossen voor.

Tabel 51 Berekening van pH_{sdw} , OM-gehalte en $[M]_{tot, sdw(crit)}$ ($mg\ m^{-3}$) voor alle receptoren (HIBBOD + Level I en II plots) in de volledige worteldiepte

	pH_{sdw} (obv $pH-H_2O$)	OM (%)	$[Pb]_{tot, sdw(crit)}$	$[Cd]_{tot, sdw(crit)}$
Beuk	4,21	9,27	11,94	2,63
Eik/ Am.eik	4,36	9,43	11,00	2,50
Populier	5,80	6,69	3,65	1,74
Ander loof/ mengingen	4,72	8,81	8,18	2,24
Lork	4,44	5,60	8,22	2,30
Gewone den	4,31	5,28	10,64	2,51
Zwarte den	4,40	5,43	9,07	2,36
Fijnspar	5,03	4,83	5,81	2,04
Douglas	4,51	5,93	4,93	2,02
Ander naald/ mengingen	4,53	4,75	8,80	2,36

1b) O-horizont

De **pH van de bodemoplossing** pH_{sdw} wordt berekend aan de hand van vergelijking [5] op basis van $pH-H_2O$ waarden uit de Level I en II plots.

De waarde voor het **organische stofgehalte van de bodem (OM)** wordt afgeleid van het organische koolstofgehalte, dat in de Level I en II plots werd opgemeten met een TOC-analyser: $\% TOC \times 1,72 = \% OM$.

Het opgeloste **organische koolstofgehalte van de bodemoplossing**, $[DOC]_{sdw}$ bedraagt volgens het ICP-handboek $35\ mg\ L^{-1}$ voor de organische laag van boscosecosystemen.

Analoog aan bovenstaande methode kan nu de kritische totale concentratie van Cd en Pb in het drainagewater dat uitspoelt uit de O-horizont berekend worden. Ter illustratie worden in Tabel 52 de berekende bodemeigenschappen en kritische totale concentraties van Cd en Pb in het drainagewater van de O-horizont samengevat per bostype.

Tabel 52 Berekening van pH_{sdw} , OM-gehalte en $[M]_{tot, sdw(crit)}$ ($mg\ m^{-3}$) in de O-horizont (Level I en II plots)

	pH_{sdw} (obv $pH-H_2O$)	OM (%)	$[Pb]_{tot, sdw(crit)}$	$[Cd]_{tot, sdw(crit)}$
Beuk	3,96	61,37	29,39	3,53
Eik/ Am.eik	4,12	59,69	26,16	3,42
Populier	4,22	22,8	12,22	2,66
Ander loof/ mengingen	3,97	59,38	29,37	3,56
Lork	-	-	-	-
Gewone den	3,77	64,86	36,05	3,89
Zwarte den	3,56	69,52	45,35	4,32
Fijnspar	-	-	-	-
Douglas	-	-	-	-
Ander naald/ mengingen	3,50	75,8	49,09	4,47

In de Level I en II plots komen de bostypes met lork, fijnspar en douglas als hoofdboomsoort niet voor. Bijgevolg kan voor deze bostypes geen kritische last voor Pb en Cd met het oog op ecotoxicologische effecten in de O-horizont worden berekend.

2. Ecotoxicologische effecten van Hg op bodemmicro-organismen en invertebraten in de boshumuslaag

Voor Hg worden de ecotoxicologische effecten op bodemmicro-organismen en invertebraten enkel beschouwd in de boshumuslaag (O-horizont). Hg heeft de eigenschap sterk te binden met organisch materiaal, wat resulteert in een zeer geringe concentratie van vrije Hg-ionen in de bodem. Daarom wordt de kritische Hg-concentratie in de bodem en in de bodemoplossing bepaald op basis van een kritische Hg-concentratie in het organisch materiaal, en niet op basis van de vrije ion-concentratie. De kritische Hg-concentratie in de bodem bedraagt 0,5 mg.(kg OM)⁻¹. (Meili et al., 2003).

De kritische totale Hg-concentratie in het drainagewater $[Hg]_{dis, sdw(crit)}$ kan worden berekend aan de hand van een transferfunctie voor Hg van bodem naar bodemoplossing:

$$[Hg]_{dis, sdw(crit)} = [Hg]_{OM(crit)} \cdot f_f \cdot [DOM]_{sdw} \cdot C_{sdw} \quad [7]$$

Met

$[Hg]_{dis, sdw(crit)}$ = kritische totale Hg-concentratie in het drainagewater (in mg.m⁻³)

$[Hg]_{OM(crit)}$ = kritische Hg-concentratie in het organisch materiaal (0,5 mg.(kg OM)⁻¹)

f_f = transfer factor (-) (ratio tussen Hg-gehalte in DOM en in OM)

$[DOM]_{sdw}$ = concentratie van het opgeloste organische stofgehalte in de bodemoplossing (g.m⁻³)

C_{sdw} = omzettingfactor voor de eenheden (= 10⁻³ kg.g⁻¹)

De transferfactor f_f kan gelijkgesteld worden aan 1 aangezien de Hg-concentratie in DOM van dezelfde grootte-orde is als deze in OM (Åkerblom et al., 2004). Voor $[DOM]_{sdw}$ van de boshumuslaag suggereert de ICP-handleiding een algemene richtwaarde, namelijk 70 mgL⁻¹.

Op basis van bovengenoemde waarden en formule [7] bedraagt de kritische totale Hg-concentratie in het drainagewater 0,035 mg.m⁻³.

3. De menselijke gezondheidseffecten van Cd, Pb bij inname als drinkwater

Aangezien de WHO geen onderscheid maakt tussen de verschillende vegetatietypes, gelden hier dezelfde kritische concentraties als bij de andere ecosysteemtypes, namelijk 10 mg.m⁻³ voor Pb, 3 mg.m⁻³ voor Cd en 1 mg.m⁻³ voor Hg.

Het is duidelijk dat zowel voor Pb, Cd als Hg de normen voor ecotoxicologische effecten strenger zijn dan deze voor de menselijke gezondheidseffecten.

4.3.3 Kritische uitspoelingsflux van het zware metaal M uit de beschouwde bodemlaag, $M_{le(crit)}$

Uit het voorgaande kan op basis van vergelijking [3] de kritische uitspoelingsflux van Pb, Cd en Hg uit de A_n- en de O-horizont ($M_{le(crit)}$) berekend worden, zowel voor ecotoxicologische als gezondheidseffecten.

4.4 Vergelijking kritische last tussen O- en A_n-horizont

Voor Pb en Cd wordt verondersteld dat de ecotoxicologische effecten plaatsvinden in de organische en de minerale (top)laag van de bosbodem. De ICP-manual schrijft voor dat de kritische last voor Pb en Cd met het oog op ecotoxicologische effecten apart bekeken en berekend wordt voor de organische laag (O-horizont) en voor de volledig bewortelde bodemlaag (O + A_n-horizont). De meest gevoelige van beide lagen wordt uiteindelijk gebruikt voor het opstellen van de gevoeligheidskaart.

Aangezien in de Hibbod-databank geen bodemgegevens opgenomen zijn van de O-horizont, gebeurt de vergelijking tussen de kritische last voor Pb en Cd met het oog op

ecotoxicologische effecten in de twee beschouwde lagen enkel op basis van data uit de Level I en II plots. In 7 Level I plots waren de vereiste bodemgegevens niet gekend in de O-laag. De vergelijking is dus gebaseerd op de 12 Level II en 65 Level I plots. Voor de bostypes waarvoor voldoende receptoren aanwezig waren, staan de gemiddelden weergegeven in Tabel 53. Of de kritische last significant verschilt tussen de beschouwde bodemlagen werd nagegaan met de t-test. Verschillen zijn significant indien de p-waarde kleiner is dan 0,05 (significantieniveau 95 %).

Tabel 53 Vergelijking van de gemiddelde kritische last ($g \cdot ha^{-1} \cdot jr^{-1}$) voor Pb en Cd met het oog op ecotoxicologische effecten tussen de O- en (A_h+O)-horizont; p-waarde van t-test

	CL(Pb) _O	CL(Pb) _{A_h+O}	p	CL(Cd) _O	CL(Cd) _{A_h+O}	p
Beuk	57,35	52,23	0,63	6,64	6,65	0,99
Eik/ Am.eik	79,21	75,59	0,75	11,75	12,26	0,51
Ander loof/ mengingen	85,05	74,65	0,31	10,44	10,35	0,90
Gewone den	112,63	99,80	0,17	12,03	11,93	0,86
Zwarte den	119,12	80,92	0,01	12,39	11,17	0,10

Uit Tabel 53 blijkt dat enkel voor zwarte den de kritische last voor Pb significant verschillend is tussen de 2 bodemlagen. De kritische last voor de organische laag is significant groter en dus is de volledige bewortelde laag de meest gevoelige. Hoewel de overige gemiddelden niet significant van elkaar verschillen tussen de bodemlagen, kan wel opgemerkt worden dat de (A_h+O)-horizont over het algemeen de meest gevoelige laag is. Dit kan verklaard worden door de opname- en uitspoelingsterm van de massabalans (waarop de kritische last is gebaseerd) tegenover elkaar af te wegen:

De metaalopname (M_u) vanuit de organische laag zal steeds kleiner zijn dan deze vanuit de volledig bewortelde bodemlaag. In de O-horizont grijpt 80 % van de opname plaats, tegenover 100 % in de (A_h+O)-horizont. De kritische uitspoelingsflux van Pb en Cd uit de 2 beschouwde lagen ($M_{le(crit)}$) zal variëren o.i.v. veranderingen in $[Pb]_{tot, sdw(crit)}$ en $[Cd]_{tot, sdw(crit)}$. Deze kritische totale metaalconcentraties in het bodemdrainagewater worden immers bepaald in functie van pH_{sdw} , $[DOC]_{sdw}$ en OM . In de organische laag is de pH lager en DOC- en OM -gehalten hoger dan in de minerale laag. In de opzoektabelen ter bepaling van $[M]_{tot, sdw(crit)}$ (sectie 10.2 – bijlage 2) is te zien dat zowel een lagere pH_{sdw} als hogere DOC- en OM -gehalten aanleiding geven tot hogere kritische metaalconcentraties in het bodemdrainagewater. Dit impliceert dat de kritische uitspoelingsflux ($M_{le(crit)}$) uit de O-horizont groter zal zijn dan deze uit de $O+A_h$ -horizont. Aangezien de uitspoelingsterm doorgaans een groter aandeel heeft dan de opnameterm, kunnen we verwachten dat de kritische last voor de organische laag hoger zal zijn dan voor de volledig bewortelde laag. De $O+A_h$ -horizont is dan de meest gevoelige laag.

Voor Cd zijn de verschillen in kritische last tussen de bodemlagen minder uitgesproken dan voor Pb. Dit is te verklaren doordat $[Cd]_{tot, sdw(crit)}$ minder sterk varieert o.i.v. pH_{sdw} , $[DOC]_{sdw}$ en OM als dat het geval is bij Pb (zie bijlage 1). Bijgevolg zal de uitspoelingsflux ($M_{le(crit)}$) uit de O-horizont niet zo veel groter zijn dan deze uit de $O+A_h$ -horizont en zal de lagere metaalopname vanuit de O-horizont minder sterk gecompenseerd worden.

Algemeen kan de volledig bewortelde laag (A_h+O) als meest gevoelige worden beschouwd voor de kritische last voor Pb en Cd met het oog op ecotoxicologische effecten. Deze bodemlaag moet dus gebruikt worden voor het opstellen van de gevoeligheidskaarten. In de Level I en II plots werd daartoe het gemiddelde genomen van de bodemeigenschappen uit de A_h - en de O-laag. In de HIBBOD-receptoren echter werd enkel gerekend met de bodemeigenschappen uit de A_h -laag, gezien gegevens over de O-laag ontbreken in deze databank. Om een idee te krijgen van het effect hiervan op de berekende kritische lasten m.b.t. ecotoxicologische effecten van Pb en Cd, worden bodemgegevens uit de (A_h+O)-laag vergeleken met bodemgegevens uit de A_h -laag afzonderlijk. Hiervoor worden data uit de

Level I en II plots gebruikt. Voor de bostypes waarvoor voldoende receptoren aanwezig waren, staan de gemiddelden weergegeven in Tabel 54.

Tabel 54 Vergelijking van de gemiddelde kritische last ($g \cdot ha^{-1} \cdot jr^{-1}$) voor Pb en Cd met het oog op ecotoxicologische effecten tussen de A- en (A_n+O)-horizont; p-waarde van t-test

	CL(Pb) _A	CL(Pb) _{A+O}	p	CL(Cd) _A	CL(Cd) _{A+O}	p
Beuk	59,35	52,23	0,39	7,08	6,65	0,45
Eik/ Am.eik	83,63	73,01	0,30	12,74	12,08	0,41
Populier	21,37	21,44	0,99	5,57	5,56	0,99
Ander loof/ mengingen	76,41	72,36	0,64	10,53	10,17	0,59
Gewone den	99,75	95,81	0,67	12,02	11,68	0,60
Zwarte den	69,80	80,92	0,51	10,60	11,17	0,59

Uit Tabel 54 blijkt dat er geen significante verschillen optreden wanneer data uit de A-horizont gebruikt worden ipv data uit de (A+O)-horizont. Het valt wel op dat de kritische lasten enigszins overschat worden wanneer ze berekend worden op basis van bodemgegevens uit de A-horizont afzonderlijk. Dit is echter niet het verwachte scenario: in de minerale laag is de pH normaal gezien hoger en DOC- en OM-gehalten lager dan in de organische laag, wat aanleiding geeft tot lagere kritische metaalconcentraties in het bodemdrainagewater. Dit impliceert dat de kritische uitspoelingsflux ($M_{le(crit)}$) uit de A-horizont lager zal zijn dan deze uit de O+A_n-horizont. Aangezien de opnameterm identiek is ($f = 1$), verwachten we dat de kritische last berekend op basis van data uit de minerale laag afzonderlijk, lager is dan voor de volledig bewortelde laag. Het feit dat de waarden uit Tabel 54 het omgekeerde scenario aangeven, kan verklaard worden doordat in het erendeel van de Level I en II plots de pH in de A-horizont lager ligt dan in de O-horizont.

4.5 Bepaling kritische last voor ecotoxicologische effecten

Op basis van de voorgaande paragrafen kan voor elk van de 1445 geselecteerde receptoren een kritische last worden berekend voor Pb en Cd met het oog op ecotoxicologische effecten op bodemmicro-organismen, planten en invertebraten in de volledig bewortelde bodemlaag en voor Hg met het oog op ecotoxicologische effecten op bodemmicro-organismen en invertebraten in de boshumuslaag. Voor de bospercelen waarin een receptor valt, worden deze berekende kritische lasten behouden.

Voor de overige bospercelen wordt een indicatieve kritische last berekend op basis van de kaartoverlay tussen de Bosreferentielaag en de landbouwstreken (zand-, zandleem-, leem- en polderstreek). Dit gebeurt aan de hand van:

- de gemiddelde jaarlijkse neerslag P op die plaats (gemiddelde van geïnterpoleerde neerslagkaarten tussen 1993 – 2004)
- boomsoortspecifieke gemiddelde waarden voor GJA , ρ , $[M]_{ha}$, I en ET_a
- indicatieve waarde voor $[Pb]_{tot, sdw(crit)}$ en $[Cd]_{tot, sdw(crit)}$ bepaald aan de hand van een opschaling op basis van bodemtextuur en hoofdboomsoort (zie sectie 4.3.2.1 en sectie 10.3 - bijlage 3); vaste waarde voor $[Hg]_{tot, sdw(crit)}$ (zie sectie 4.3.2.2).

De bodemtextuur wordt bepaald door de landbouwstreken, waarbij volgende textuurklassen samengenomen worden:

zandstreek = Z + S
zandleemstreek = P + L
leemstreek = A
polderstreek = E + U

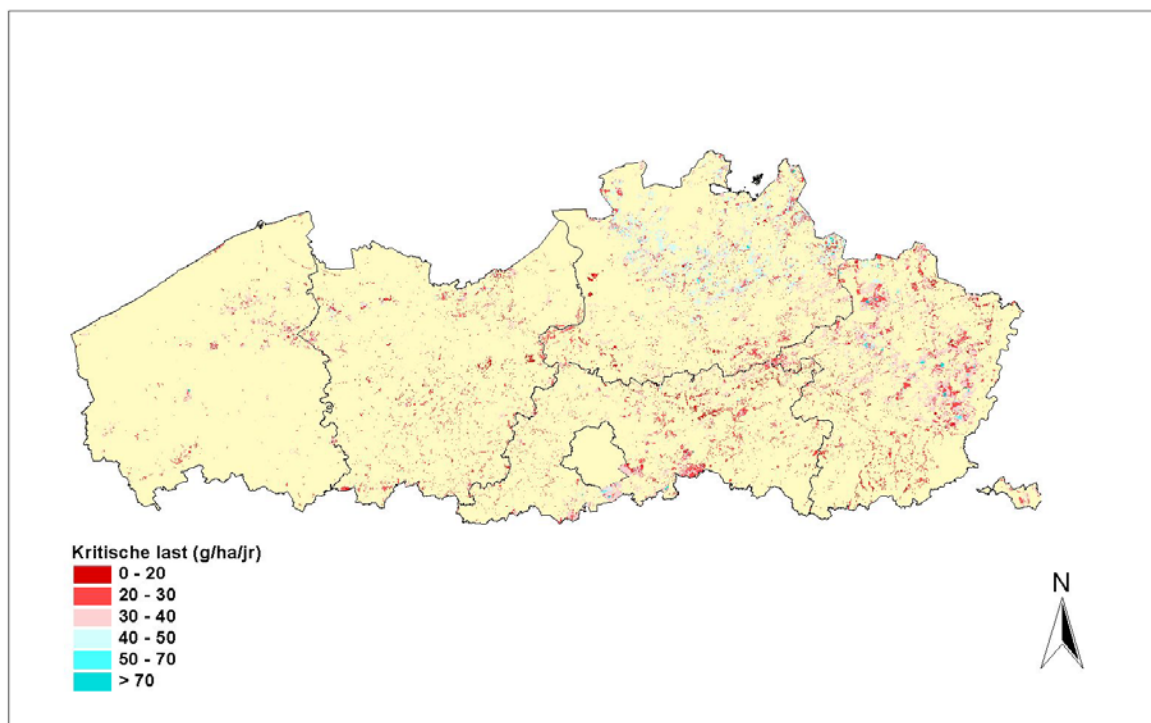
Figuur 16 en Figuur 17 geven de grafische situering weer van de kritische lasten voor ecotoxicologische effecten van Pb en Cd op bodemmicro-organismen, planten en invertebraten in de volledig bewortelde bodemlaag. Figuur 18 geeft de grafische situering weer van de kritische lasten voor ecotoxicologische effecten van Hg op bodemmicro-organismen en invertebraten in de boshumuslaag.

Onderstaande tabellen geven een overzicht van de belangrijkste statistische parameters per bostype. De tabellen zijn opgedeeld in de berekende kritische lasten (bospercelen mét receptor) en de indicatieve kritische lasten (bospercelen zónder receptor). Of de kritische last significant verschilt tussen de bostypes wordt nagegaan aan de hand van ANOVA, met meervoudig vergelijken van gemiddelden aan de hand van de Tukey-test. Hiervoor werd gebruik gemaakt van de berekende én indicatieve kritische lasten over gans Vlaanderen. De resultaten van deze test staan weergegeven in sectie 10.4 (bijlage 4). Significante verschillen worden aangeduid met '****'.

De kritische lasten met betrekking tot de ecotoxicologische effecten van Pb, Cd en Hg liggen in dezelfde grootte-orde als in andere Europese landen (Slootweg et al., 2005).

Er dient opgemerkt te worden dat een bostype in feite een combinatie is van een (hoofd)boomsoort op een bepaald bodemtype. In onderstaande tabellen worden de resultaten weergegeven voor de verschillende bostypes volgens hoofdboomsoort, waarbij alle bodemtypes samengevoegd werden. De meeste Vlaamse bossen komen voor op zandbodems en deze bodems zijn het minst gevoelig voor ecotoxicologische effecten door Pb- en Cd-verontreiniging (zie sectie 4.3.2.1). In de praktijk betekent dit dat een bepaalde boomsoort op een bodem met fijnere textuur doorgaans gevoeliger zal zijn voor Pb- en Cd-verontreiniging m.b.t. de ecotoxicologische effecten.

4.5.1 Kritische last voor Pb in de volledig bewortelde bodemlaag (O + A_h)



Figuur 16 Kritische last voor ecotoxicologische effecten voor Pb in bosgebieden (in $g\ ha^{-1}\ jr^{-1}$)

Tabel 55 Statistische beschrijving van de berekende kritische last ($g\ ha^{-1}\ jr^{-1}$) voor Pb per bostype

	Gem	Stdev	Variantie	Min	Max
Beuk	26,98	15,99	255,84	9,82	78,55
Eik/ Am.eik	36,34	25,96	673,81	8,52	127,13
Populier	20,70	5,29	27,94	14,84	51,22
Ander loof/ mengingen	29,69	21,14	446,97	11,20	120,52
Lork	18,61	11,55	133,51	6,43	53,74
Gewone den	38,84	25,13	631,32	11,24	138,29
Zwarte den	28,75	19,76	390,52	8,92	110,42
Fijnspar	19,39	11,38	129,51	12,02	61,97
Douglas	34,25	5,56	30,88	31,00	40,67
Ander naald/ mengingen	26,07	15,12	228,61	12,21	90,95

Tabel 56 Statistische beschrijving van de indicatieve kritische last ($g \cdot ha^{-1} \cdot jr^{-1}$) voor **Pb** per bostype

	Gem	Stdev	Variantie	Min	Max
Beuk	29,97	3,67	13,43	12,36	38,92
Eik/ Am.eik	38,50	4,30	18,53	15,91	46,30
Populier	21,12	1,65	2,73	17,36	25,88
Ander loof/ mengingen	32,89	2,70	7,29	16,30	40,29
Lork	15,60	2,13	4,53	10,05	25,38
Gewone den	38,67	2,54	6,47	22,35	45,19
Zwarte den	27,21	2,40	5,74	14,60	32,30
Fijnspar	18,98	1,23	1,52	15,44	23,67
Douglas	39,31	3,17	10,03	31,29	43,76
Ander naald/ mengingen	24,62	2,60	6,78	16,08	29,96

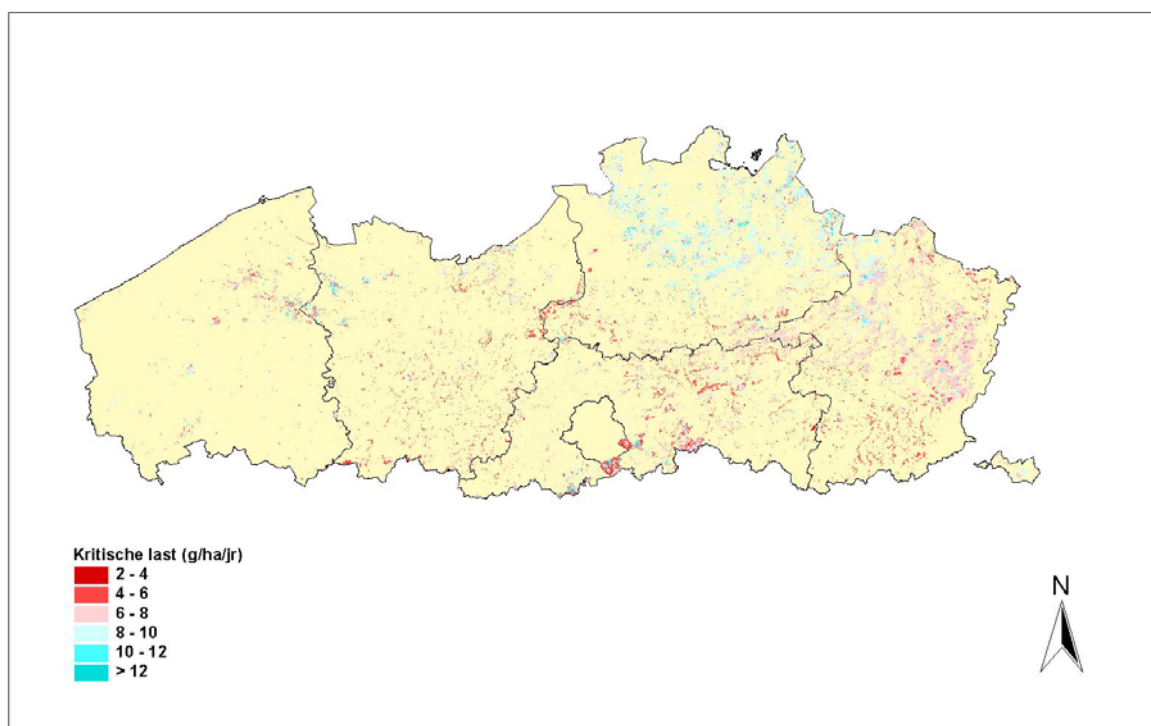
Uit de resultaten van de Tukey-test blijkt dat de kritische Pb-last voor ecotoxicologische effecten significant verschilt tussen alle bostypes onderling.

De kritische last voor Pb van bosesystemen wordt voor de meeste bostypes bepaald door de uitspoeling van Pb uit het systeem en in mindere mate door de opname van Pb in de oogstbare plantendelen. De bostypes 'populier', 'fijnspar', 'douglas' en 'ander naald of mengingen' vertonen een lagere uitspoelingsterm. De verschillen in uitspoeling van Pb tussen de bostypes worden hoofdzakelijk bepaald door verschillen in $[Pb]_{tot, sdw(crit)}$. Ook de boomsoortspecifieke ET_a en I kunnen verschillen veroorzaken in de uitspoelingsflux. Bijgevolg worden de significante verschillen tussen de bostypes bepaald door een samenspel van factoren (Pb-opname (combinatie van productiviteit en Pb-concentratie in biomassa), bodemeigenschappen en klimatologische parameters).

Uit Tabel 55 en Tabel 56 volgt duidelijk dat lork-, fijnspar- en populierenbostypes het gevoeligst zijn voor verontreiniging door Pb in vergelijking met de andere bostypes. Voor lork kan dit verklaard worden door een lage Pb-opname. Populieren vertonen een hoge Pb-opname, maar de uitspoelingsterm onder dit bostype is zeer laag, te wijten aan de lage $[Pb]_{tot, sdw(crit)}$. Dit is te verklaren door de hoge pH, geïnduceerd door het rijke strooisel van deze boomsoort. Fijnspar vertoont een lage Pb-uitspoeling door de hoge interceptieterm enerzijds en de lage $[Pb]_{tot, sdw(crit)}$ anderzijds. De hoge pH onder fijnspar kan verklaard worden door het feit dat deze soort vaak aangeplant wordt op rijke landbouwgronden. De bostypes met eiken, gewone den en douglas als hoofdboomsoort zijn de minst gevoelige. Zij kunnen een grotere last verdragen aangezien grotere hoeveelheden Pb via uitspoeling (eiken, gewone den) of opname (douglas) uit het systeem worden verwijderd.

Het verspreidingspatroon van de kritische last voor Pb wordt bijgevolg hoofdzakelijk bepaald door de ligging van de verschillende bostypes, en gedeeltelijk door klimatologische verschillen.

4.5.2 Kritische last voor Cd in de volledig bewortelde bodemlaag (O + A_h)



Figuur 17 Kritische last voor ecotoxicologische effecten voor Cd in bosgebieden (in $g\ ha^{-1}\ jr^{-1}$)

Tabel 57 Statistische beschrijving van de berekende kritische last ($g\ ha^{-1}\ jr^{-1}$) voor Cd per bostype

	Gem	Stdev	Variantie	Min	Max
Beuk	5,01	1,29	1,67	2,93	8,83
Eik/ Am.eik	9,62	2,24	5,00	5,56	16,16
Populier	5,48	1,06	1,12	3,32	9,66
Ander loof/ mengingen	7,24	1,90	3,60	3,54	13,80
Lork	5,05	1,14	1,29	3,14	7,90
Gewone den	8,07	2,03	4,13	3,96	14,34
Zwarte den	7,74	1,73	2,98	4,71	12,80
Fijnspar	5,53	1,12	1,25	3,83	8,59
Douglas	4,91	1,25	1,56	4,08	6,35
Ander naald/ mengingen	6,50	1,36	1,85	4,47	10,95

Tabel 58 Statistische beschrijving van de indicatieve kritische last ($\text{g}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{jr}^{-1}$) voor Cd per bostype

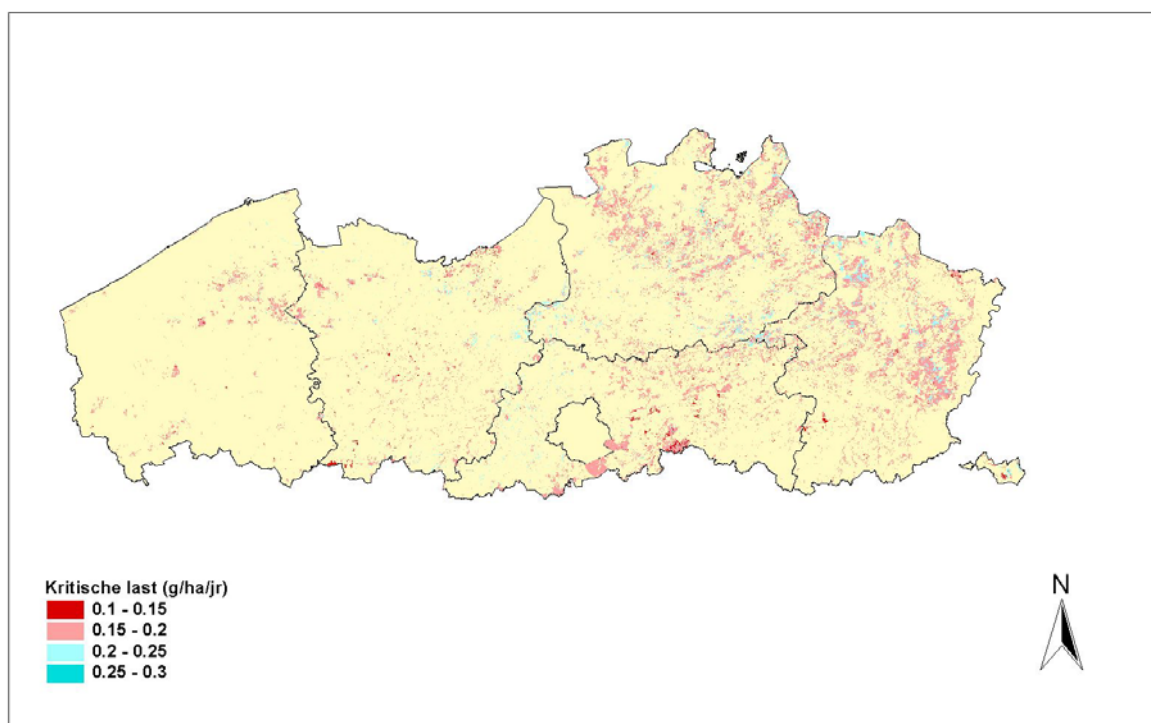
	Gem	Stdev	Variantie	Min	Max
Beuk	5,29	0,65	0,42	3,12	6,69
Eik/ Am.eik	9,94	0,76	0,57	6,76	11,54
Populier	5,59	0,43	0,19	3,57	7,13
Ander loof/ mengingen	7,55	0,61	0,37	5,36	9,37
Lork	4,85	0,50	0,25	3,81	6,97
Gewone den	8,02	0,58	0,34	6,23	9,55
Zwarte den	7,64	0,52	0,27	6,18	9,44
Fijnspar	5,38	0,41	0,17	4,22	6,77
Douglas	5,73	0,64	0,41	3,92	6,85
Ander naald/ mengingen	6,43	0,58	0,34	4,65	7,87

Uit de resultaten van de Tukey-test blijkt dat de kritische Cd-last voor ecotoxicologische effecten significant verschilt tussen alle bostypes onderling.

De absolute waarden zijn kleiner dan bij Pb, aangezien Cd-concentraties in de bodem lager zijn dan Pb-concentraties en Cd dus -absoluut gezien- in mindere mate uitspoelt uit het systeem en opgenomen wordt door de bomen. De kritische last voor Cd van bosecosystemen wordt voor alle bostypes hoofdzakelijk bepaald door de uitspoeling van Cd uit het systeem en in mindere mate door de opname van Cd in de oogstbare plantendelen. Relatieve verschillen in de kritische last tussen de verschillende bostypes zijn echter vooral te wijten aan verschillen in Cd-opname gezien $[Cd]_{tot, sdw(crit)}$ niet zo sterk varieert o.i.v. de bodemeigenschappen.

Uit Tabel 57 en Tabel 58 volgt dat lork-, beuk- en fijnsparbostypes het gevoeligst zijn voor verontreiniging door Cd in vergelijking met de andere bostypes. Lorken en beuken vertonen een zeer lage Cd-opname en bovendien zijn beuken grote verdampers (hoge ET_a); onder fijnspar spoelt er weinig Cd uit (hoge I en lage $[Cd]_{tot, sdw(crit)}$). De bostypes met eiken en gewone den als hoofdboomsoort zijn ook hier de minst gevoelige.

4.5.3 Kritische last voor Hg in de humuslaag (O)



Figuur 18 Kritische last voor ecotoxicologische effecten voor Hg in bosgebieden (in $g\ ha^{-1}\ jr^{-1}$)

Tabel 59 Statistische beschrijving van de berekende kritische last ($g\ ha^{-1}\ jr^{-1}$) voor Hg per bostype

	Gem	Stdev	Variantie	Min	Max
Beuk	0,16	0,007	0,0001	0,14	0,17
Eik/ Am.eik	0,17	0,01	0,0001	0,15	0,19
Populier	0,20	0,009	0,0001	0,18	0,22
Ander loof/ mengingen	0,18	0,01	0,0001	0,16	0,21
Lork	0,17	0,008	0,0001	0,16	0,19
Gewone den	0,18	0,009	0,0001	0,16	0,20
Zwarte den	0,24	0,008	0,0001	0,23	0,26
Fijnspar	0,14	0,01	0,0001	0,12	0,15
Douglas	0,18	0,01	0,0001	0,17	0,19
Ander naald/ mengingen	0,17	0,009	0,0001	0,16	0,19

Tabel 60 Statistische beschrijving van de indicatieve kritische last ($g \cdot ha^{-1} \cdot jr^{-1}$) voor Hg per bostype

	Gem	Stdev	Variantie	Min	Max
Beuk	0,16	0,008	0,0001	0,13	0,18
Eik/ Am.eik	0,18	0,01	0,0001	0,15	0,20
Populier	0,20	0,009	0,0001	0,17	0,24
Ander loof/ mengingen	0,18	0,01	0,0001	0,15	0,22
Lork	0,17	0,008	0,0001	0,15	0,21
Gewone den	0,18	0,009	0,0001	0,16	0,21
Zwarte den	0,24	0,008	0,0001	0,22	0,26
Fijnspar	0,13	0,008	0,0001	0,11	0,16
Douglas	0,18	0,008	0,0001	0,16	0,20
Ander naald/ mengingen	0,17	0,008	0,0001	0,15	0,19

Uit de resultaten van de Tukey-test blijkt dat de kritische Hg-last voor ecotoxicologische effecten significant verschilt tussen alle bostypes onderling.

De kritische last voor Hg van bosesystemen wordt voor alle bostypes in ongeveer dezelfde mate bepaald door de uitspoeling van Hg uit het systeem als door de opname van Hg in de oogstbare plantendelen. Aangezien de Hg-concentratie in de biomassa voor de verschillende bostypes gelijkgesteld werd aan de waarde uit de ICP-manual, worden verschillen in opname enkel verklaard door verschillen in productiviteit. Ook voor $[Hg]_{tot, sdw(crit)}$ werd een vaste waarde aangenomen en dus worden verschillen in de uitspoelingsterm enkel bepaald door verschillen in de klimatologische parameters.

De minst gevoelige types zijn deze met de hoogste productiviteit (zwarte den en populier). Het gemiddelde van de kritische last-waarden ligt echter voor alle bostypes dicht bij elkaar, zodat eigenlijk niet echt kan gesproken worden van meer of minder kwetsbare gebieden.

4.6 Bepaling kritische last voor gezondheidseffecten

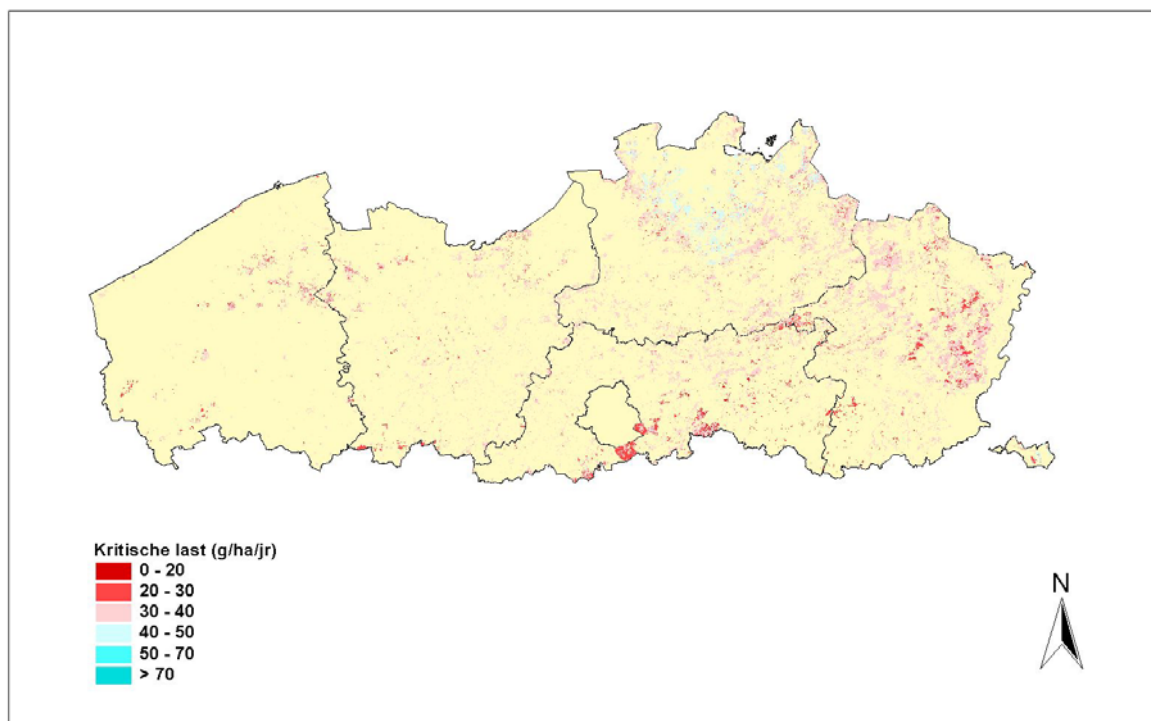
Voor de berekening van de kritische lasten voor Pb, Cd en Hg met het oog op menselijke gezondheidseffecten bij inname als drinkwater, wordt op analoge manier te werk gegaan als bij de bepaling van de kritische lasten voor ecotoxicologische effecten. Voor $[M]_{tot, sdw(crit)}$ worden de WHO-normen aangenomen (zie sectie 4.3.2.3).

Figuur 19, Figuur 20 en Figuur 21 geven de grafische situering weer van de kritische lasten voor gezondheidseffecten van respectievelijk Pb, Cd en Hg.

Onderstaande tabellen geven een overzicht van de belangrijkste statistische parameters per bostype. De tabellen zijn opgedeeld in de berekende kritische lasten (bospercelen mét receptor) en de indicatieve kritische lasten (bospercelen zónder receptor). Of de kritische last significant verschilt tussen de bostypes wordt nagegaan aan de hand van ANOVA, met meervoudig vergelijken van gemiddelden aan de hand van de Tukey-test. Hiervoor werd gebruik gemaakt van de berekende én indicatieve kritische lasten over gans Vlaanderen. De resultaten van deze test staan weergegeven in bijlage 4 (sectie 10.4). Significante verschillen worden aangeduid met '****'..

De kritische lasten voor Pb, Cd en Hg met betrekking tot de menselijke gezondheidseffecten bij inname als drinkwater liggen in dezelfde grootte-orde als in andere Europese landen (Slootweg et al., 2005).

4.6.1 Kritische last voor Pb



Figuur 19 Kritische last voor gezondheidseffecten door inname drinkwater voor Pb in bosgebieden (in $g\ ha^{-1}\ jr^{-1}$)

Tabel 61 Statistische beschrijving van de berekende kritische last ($g\ ha^{-1}\ jr^{-1}$) voor Pb per bostype

	Gem	Stdev	Variantie	Min	Max
Beuk	23,27	1,88	3,54	19,56	27,66
Eik/ Am.eik	33,11	3,03	9,16	26,27	38,67
Populier	35,48	2,50	6,26	29,63	41,39
Ander loof/ mengingen	34,80	2,74	7,50	28,06	40,93
Lork	22,32	2,24	5,02	18,66	26,50
Gewone den	37,09	2,48	6,15	31,40	42,13
Zwarte den	31,11	2,24	5,02	27,28	35,78
Fijnspar	25,66	2,40	5,77	21,37	29,63
Douglas	42,31	3,37	11,39	40,33	46,21
Ander naald/ mengingen	28,31	2,33	5,44	24,82	32,38

Tabel 62 Statistische beschrijving van de indicatieve kritische last ($g \cdot ha^{-1} \cdot jr^{-1}$) voor **Pb** per bostype

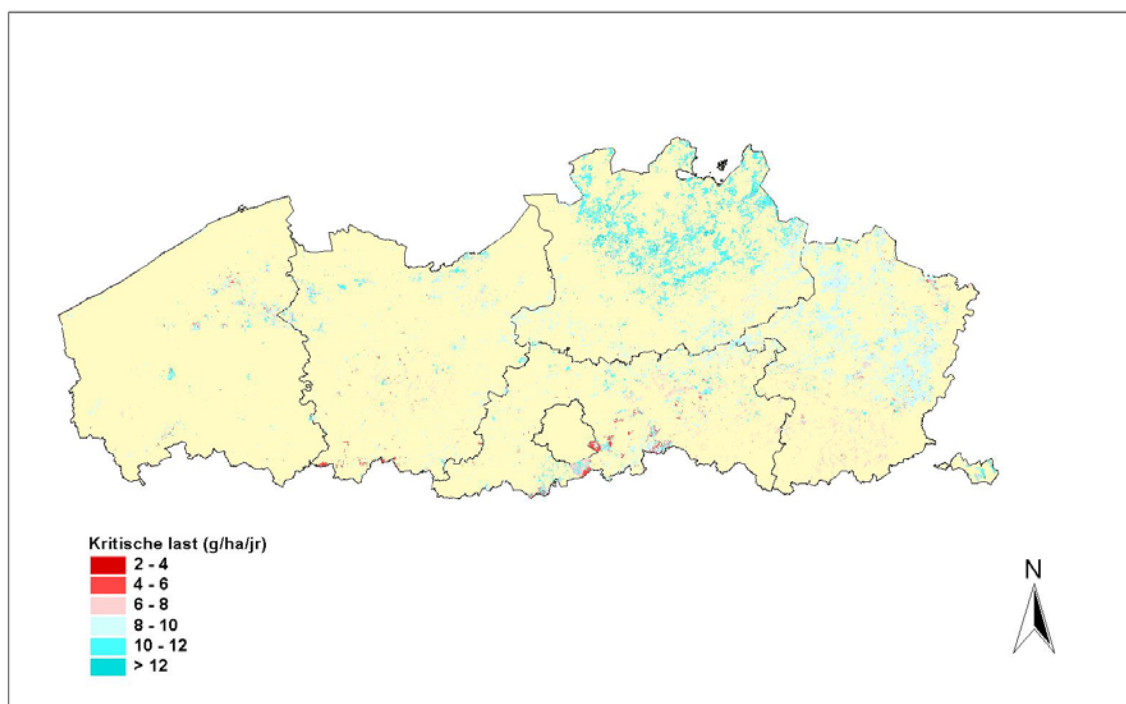
	Gem	Stdev	Variantie	Min	Max
Beuk	23,35	2,30	5,28	16,13	29,93
Eik/ Am.eik	33,71	2,72	7,38	25,65	41,74
Populier	35,35	2,48	6,14	24,68	45,40
Ander loof/ mengingen	35,08	2,56	6,55	26,49	44,03
Lork	22,35	2,29	5,24	16,23	32,67
Gewone den	37,29	2,36	5,59	30,76	43,68
Zwarte den	31,07	2,17	4,72	25,99	37,14
Fijnspar	24,93	2,10	4,43	18,45	31,06
Douglas	44,14	2,24	5,02	38,09	49,01
Ander naald/ mengingen	28,24	2,23	4,97	22,57	34,12

Uit de resultaten van de Tukey-test blijkt dat de kritische Pb-last voor gezondheidseffecten significant verschilt tussen alle bostypes onderling. De gevoeligste types zijn hier opnieuw 'beuk', 'lork' en 'fijnspar'.

De uitspoelingsterm Q_{le} is nu in mindere mate afhankelijk van het vegetatietype (vaste waarde voor $[Pb]_{tot, sdw(crit)}$; enkel ET_a en I zijn soortspecifiek).

Aangezien de kritische Pb-concentratie in het drainagewater voor gezondheidseffecten voor de meeste bostypes hoger ligt dan voor ecotoxicologische effecten, zijn de kritische lasten dus hier ook hoger. Dit is niet het geval voor de beuken-, eiken- en gewone den-types.

4.6.2 Kritische last voor Cd



Figuur 20 Kritische last voor gezondheidseffecten door inname drinkwater voor Cd in bosgebieden (in $g\ ha^{-1}\ jr^{-1}$)

Tabel 63 Statistische beschrijving van de berekende kritische last ($g\ ha^{-1}\ jr^{-1}$) voor Cd per bostype

	Gem	Stdev	Variantie	Min	Max
Beuk	5,61	0,56	0,32	4,50	6,93
Eik/ Am.eik	10,95	0,91	0,82	8,90	12,62
Populier	8,40	0,75	0,56	6,64	10,17
Ander loof/ mengingen	9,31	0,82	0,67	7,29	11,15
Lork	6,40	0,67	0,45	5,30	7,66
Gewone den	9,51	0,74	0,55	7,81	11,03
Zwarte den	9,33	0,67	0,45	8,18	10,73
Fijnspar	6,96	0,72	0,52	5,68	8,15
Douglas	6,50	1,02	1,03	5,90	7,67
Ander naald/ mengingen	7,70	0,70	0,49	6,66	8,92

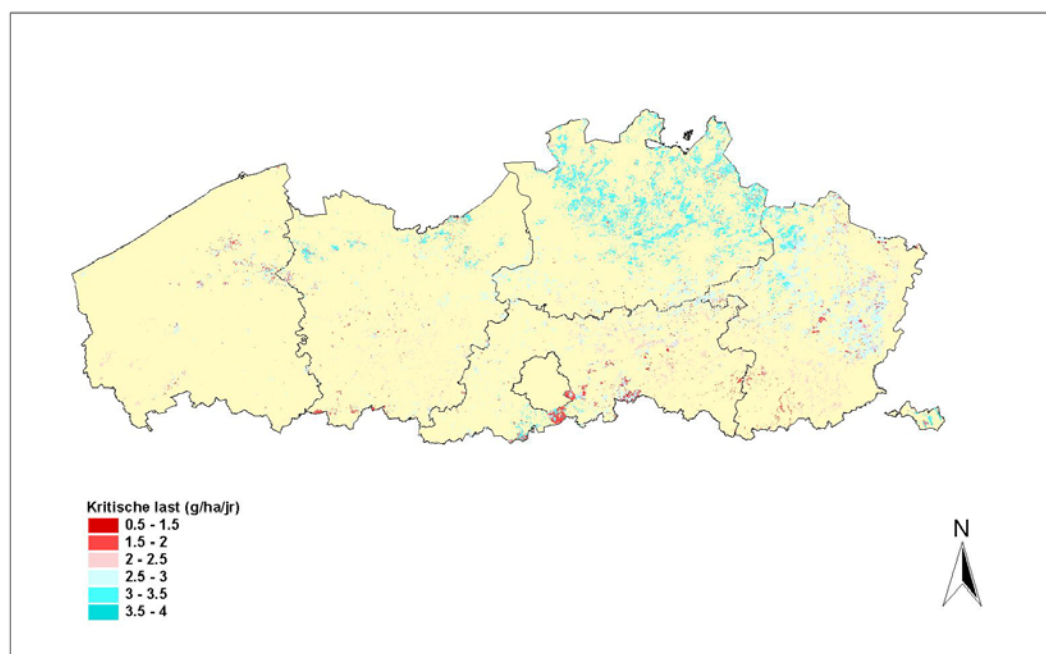
Tabel 64 Statistische beschrijving van de indicatieve kritische last ($g \cdot ha^{-1} \cdot jr^{-1}$) voor Cd per bostype

	Gem	Stdev	Variantie	Min	Max
Beuk	5,63	0,69	0,48	3,46	7,60
Eik/ Am.eik	11,13	0,82	0,66	8,72	13,54
Populier	8,36	0,74	0,55	5,16	11,37
Ander loof/ mengingen	9,39	0,77	0,59	6,82	12,08
Lork	6,41	0,69	0,47	4,57	9,50
Gewone den	9,57	0,71	0,50	7,61	11,49
Zwarte den	9,32	0,65	0,42	7,80	11,14
Fijnspar	6,74	0,63	0,40	4,80	8,58
Douglas	7,05	0,67	0,45	5,23	8,51
Ander naald/ mengingen	7,69	0,67	0,45	5,98	9,45

Uit de resultaten van de Tukey-test blijkt dat de kritische Cd-last voor gezondheidseffecten significant verschilt tussen alle bostypes onderling. 'Beuk', 'lork' en 'fijnspar' zijn ook hier de gevoeligste bostypes. De eiken- en de dennenbostypes zijn de minst gevoelige.

De kritische Cd-last voor gezondheidseffecten ligt hier voor alle bostypes hoger dan deze voor ecotoxicologische effecten, omdat de kritische totale Cd-concentratie in het drainagewater voor gezondheidseffecten hoger ligt dan deze voor ecotoxicologische effecten.

4.6.3 Kritische last voor Hg



Figuur 21 Kritische last voor gezondheidseffecten door inname drinkwater voor Hg in bosgebieden (in $g\ ha^{-1}\ jr^{-1}$)

Tabel 65 Statistische beschrijving van de berekende kritische last ($g\ ha^{-1}\ jr^{-1}$) voor Hg per bostype

	Gem	Stdev	Variantie	Min	Max
Beuk	1,80	0,19	0,04	1,43	2,24
Eik/ Am.eik	2,85	0,30	0,09	2,16	3,40
Populier	2,48	0,25	0,06	1,89	3,07
Ander loof/ mengingen	2,80	0,27	0,08	2,13	3,42
Lork	1,99	0,23	0,05	1,62	2,41
Gewone den	3,00	0,25	0,06	2,43	3,51
Zwarte den	2,66	0,22	0,05	2,28	3,13
Fijnspar	1,60	0,24	0,06	1,17	1,99
Douglas	1,83	0,34	0,12	1,63	2,22
Ander naald/ mengingen	2,02	0,23	0,05	1,67	2,42

Tabel 66 Statistische beschrijving van de indicatieve kritische last ($g\ ha^{-1}\ jr^{-1}$) voor Hg per bostype

	Gem	Stdev	Variantie	Min	Max
Beuk	1,81	0,23	0,05	1,08	2,46
Eik/ Am.eik	2,91	0,27	0,07	2,10	3,71
Populier	2,46	0,25	0,06	1,40	3,47
Ander loof/ mengingen	2,83	0,26	0,07	1,97	3,73
Lork	1,99	0,23	0,05	1,38	3,02
Gewone den	3,02	0,24	0,06	2,37	3,66
Zwarte den	2,66	0,22	0,05	2,15	3,27
Fijnspar	1,52	0,21	0,04	0,88	2,14
Douglas	2,01	0,22	0,05	1,40	2,50
Ander naald/ mengingen	2,01	0,22	0,05	1,44	2,60

Uit de resultaten van de Tukey-test blijkt dat de kritische Hg-last voor gezondheidseffecten significant verschilt tussen de bostypes onderling, behalve voor de types 'lork'-'douglas', 'lork'-'ander naald of mengingen' en 'douglas'-'ander naald of mengingen'. Verschillen in kritische last tussen de verschillende bostypes worden enkel veroorzaakt door verschillen in productiviteit en door klimatologische verschillen. Uit Tabel 44 blijkt dat de productiviteit van deze 3 boomsoorten inderdaad dicht bij elkaar ligt.

De kritische Hg-last voor gezondheidseffecten is ook hier voor alle bostypes hoger dan deze voor ecotoxicologische effecten.

4.7 Gevoeligheidsanalyse

Bij de bepaling van de kritische lasten wordt voor de meeste parameters gerekend met een gemiddelde waarde. Sommige parameters vertonen echter een hoge variabiliteit. Dit heeft tot gevolg dat er een bepaalde onzekerheid met de kritische lasten gepaard gaat. Om een idee te krijgen van de onzekerheidsgraad van de verschillende parameters en de mate waarin deze de kritische last kunnen beïnvloeden, wordt een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd.

De gevoeligheidsanalyse voor bosesystemen gebeurt ter illustratie voor het Eikenbostype, en wordt uitgevoerd m.b.t. de kritische last voor ecotoxicologische effecten van Pb, Cd en Hg.

In de analyse varieert steeds één van de parameters terwijl de overige parameters op hun gemiddelde gehouden worden. Vervolgens worden de aldus bekomen kritische lasten vergeleken met de indicatieve kritische last die bepaald wordt zoals beschreven in sectie 4.5, met het verschil dat in deze analyse een gemiddelde neerslagwaarde wordt gebruikt i.p.v. de geïnterpoleerde waarde.

Voor de parameters P , ET_a , GJA , ρ , $[Pb]_{ha}$ en $[Cd]_{ha}$ wordt enerzijds de minimale en anderzijds de maximale waarde, die beschikbaar is voor eiken, in de analyse gestopt. Voor $[Pb]_{tot, sdw(crit)}$ en $[Cd]_{tot, sdw(crit)}$ worden de 5 % en 95 % percentielwaarden gebruikt. Deze kritische totale concentraties in het drainagewater werden immers berekend i.f.v. de bodemeigenschappen bepaald in puntmetingen. Een extreme pH- of C-meting geeft dus aanleiding tot een extreme minimale of maximale waarde voor $[Pb]_{tot, sdw(crit)}$ en $[Cd]_{tot, sdw(crit)}$. Dit zou een onrealistisch hoge onzekerheid aan deze parameter geven. $[Hg]_{ha}$ en $[Hg]_{tot, sdw(crit)}$ zijn vaste waarden en worden bijgevolg niet gevarieerd.

Onderstaande tabellen geven het procentueel verschil weer van de minimale/maximale kritische lasten t.o.v. de indicatieve kritische last, geïnduceerd door de respectievelijke parameters.

Tabel 67 Onzekerheid (%) geïnduceerd door de parameters ter bepaling kritische last voor ecotoxicologische effecten van Pb

Gevarieerde parameter	Min	Max
P	30,3	32,6
ET_a	7,1	7,1
$[Pb]_{tot, sdw(crit)}$	20,3	20,4
GJA	11,4	11,1
ρ	1,3	1,8
$[Pb]_{ha}$	20,8	16,0

Tabel 68 Onzekerheid (%) geïnduceerd door de parameters ter bepaling kritische last voor ecotoxicologische effecten van Cd

Gevarieerde parameter	Min	Max
P	27,3	29,4
ET_a	6,4	6,4
$[Cd]_{tot, sdw(crit)}$	6,7	6,4
GJA	15,2	14,8
ρ	1,7	2,4
$[Cd]_{ha}$	29,8	29,6

Tabel 69 Onzekerheid (%) geïnduceerd door de parameters ter bepaling kritische last voor ecotoxicologische effecten van Hg

Gevarieerde parameter	Min	Max
P	19,7	21,2
ET_a	4,6	4,6
GJA	24,7	24,0
ρ	2,7	4,0

Uit Tabel 67, Tabel 68 en Tabel 69 blijkt dat de kritische lasten in grote mate afhankelijk zijn van de neerslag P . Droge of natte jaren kunnen zorgen voor een variabiliteit in de kritische last tot ongeveer 30 %. Op (lange) termijn kan echter worden gesteld dat droge en natte jaren elkaar compenseren en de hoge variabiliteit in de kritische last o.i.v. P dus moet genuanceerd worden.

Uit Tabel 67 en Tabel 68 blijkt dat zowel voor Pb als voor Cd de concentratie in de oogstbare plantendelen $[M]_{na}$ voor een hoge onzekerheid zorgt (20 à 30 %). Dit was te verwachten gezien gegevens m.b.t. achtergrondconcentraties in hout en schors hoge standaardafwijkingen vertonen (zie Tabel 46). Ook de gemiddelde jaarlijkse aanwas GJA zorgt voor een variabiliteit van 10 à 15 %. De aanwas kan sterk variëren tussen verschillende boomsoorten, maar ook binnen een bepaald bostype kan de aanwas tot een factor 3 verschillen afhankelijk van de standplaatskwaliteit. De kritische totale metaalconcentratie in het drainagewater $[M]_{tot, sdw(crit)}$ blijkt een groot effect te hebben op de kritische last voor Pb; dit effect is veel kleiner voor Cd. Dit is te verklaren doordat $[Cd]_{tot, sdw(crit)}$ minder sterk varieert o.i.v. de bodemeigenschappen als dat het geval is bij Pb (zie sectie 10.2 - bijlage 2). Verschillen in pH_{sdw} , $[DOC]_{sdw}$ en OM –geïnduceerd door boomsoort en bodemtextuur– kunnen de kritische last voor Pb tot 20 % beïnvloeden. Variatie in de actuele evapotranspiratie ET_a en de volumedichtheid van het hout ρ blijken weinig effect te hebben. Voor Hg zijn $[M]_{na}$ en $[M]_{tot, sdw(crit)}$ vaste waarden en uit Tabel 69 blijkt dat vooral GJA de kritische last voor Hg kan beïnvloeden.

In het concept van de kritische lasten zijn vooral de onzekerheden m.b.t. de minimale lasten relevant. Immers, in het *worst case scenario* is de gevoeligheid van ecosystemen voor atmosferische deposities het hoogst.

5 Vergelijking tussen de verschillende terrestrische ecosystemen

5.1 Kritische lasten voor ecotoxicologische effecten van Cd en Pb op bodemmicro-organismen, planten en invertebraten

In de onderstaande tabel worden de waarden voor kritische lasten voor ecotoxicologische effecten van Cd en Pb overzichtelijk weergegeven voor de verschillende ecosystemen die in dit onderzoek werden onderscheiden. De waarden geven telkens het gewogen gemiddelde weer. Een Ryan-Einot-Gabriel-Welsch multiple-range test toegepast op de verschillende ecotypes (bos, gras en heide) wordt gevolgd door dezelfde multiple range-test voor de ecologische subtypes. De groepen worden onderling vergeleken. Gemiddelde waarden gevolgd door eenzelfde letter zijn statistisch niet verschillend van elkaar op het 0.05 probabiliteitsniveau. De statistische parameters R^2 en CV geven een indicatie voor de fit van het model en in dit geval de onderscheiding van de categorieën.

Het ecotype bos heeft voor de kritische last voor ecotoxicologische effecten van cadmium de hoogste waarde (Tabel 70). Voor de ecotoxicologische effecten van lood heeft gras de hoogste waarde. Heide heeft in allebei de gevallen de laagste kritische last. per ecotype.

Tabel 70 Statistische Vergelijking van de kritische lasten per ecotype

Ecotype	Ecotox-Cd*	Ecotox-Pb*	Ecotox-Hg*
Bos	7,12 a	29,93 b	0,188
Gras	4,38 b	39,94 a	
Heide	1,79 c	9,85 c	
MODEL – R^2	0,574	0,417	
MODEL - CV	22,29	21,642	

Tabel 71 Statistische Vergelijking van de kritische lasten per subtype

Subtype	Ecotox-Cd	Ecotox-Pb
Bos-Eik/ Am.eik	9,94 a	38,5 c
Bos-Gewone den	8,02 b	38,67 c
Bos-Zwarte den	7,64 c	27,21 g
Bos-Ander loof/ mengingen	7,55 d	32,89 d
Bos-Ander naald/ mengingen	6,43 e	24,62 h
Bos-Douglas	5,73 f	39,31 b
Bos-Populier	5,59 g	21,12 j
Bos-Fijnspar	5,38 h	18,98 k
Bos-Beuk	5,29 i	29,97 f
Cultuurgrasland	5,04 j	42,71 a
Bos-Lork	4,85 k	15,6 l
CultuurB-Grasland	4,33 l	42,85 a
Neutraal-zuur Grasland	3,89 m	33,09 d
Natte Heide	3,62 n	31,07 e
Kalkgrasland	3,40 o	22,01 k
Zuur Grasland	3,18 p	22,55 i
Droge Heide	1,30 q	4,08 m

Heischraal Gras	1,05 r	1,26 n
MODEL – R ²	0,86	0,917
MODEL - CV	12,78	8,19

Deze bevindingen zijn ook van toepassing bij de vergelijking van de ecologische subtypes (

Ecotype	Ecotox-Cd*	Ecotox-Pb*	Ecotox-Hg*
Bos	7,12 a	29,93 b	0,188
Gras	4,38 b	39,94 a	
Heide	1,79 c	9,85 c	
MODEL – R ²	0,574	0,417	
MODEL - CV	22,29	21,642	

Tabel 71). De kritische lasten voor de ecotoxicologische effecten van cadmium verschillen significant van elkaar. Voor de ecotoxicologische effecten van lood verschillen de twee groepen cultuurgraslanden niet significant van elkaar. Tussen de bostypes verschillen de gewone den en de Amerikaanse eik niet van elkaar voor de ecotoxicologische effecten van lood. De loofmengingen-groep verschilt niet significant van neutraal-zuur grasland.

5.2 Kritische lasten voor de menselijke gezondheidseffecten van Cd, Pb, Hg bij inname als drinkwater

Het ecotype bos heeft voor de kritische last voor gezondheidseffecten van cadmium de hoogste waarde (Tabel 72). Voor de gezondheidseffecten van lood heeft gras de hoogste waarde. Heide heeft in allebei de gevallen de laagste kritische last.

Tabel 72 Statistische Vergelijking van de kritische lasten per ecotype

Ecotype	WHO-Cd	WHO-Pb	WHO-Hg
Bos	8,96 a	33,81 b	2,63 a
Gras	5,59 b	46,98 a	1,43 b
Heide	2,08 c	6,93 c	0,69 c
MODEL – R ²	0,662	0,708	0,670
MODEL - CV	18,216	14,074	21,461

Tabel 73 Statistische Vergelijking van de kritische lasten per subtype

Subtype	WHO-Cd	WHO-Pb	WHO-Hg
Bos-Beuk (1)	5,62 j	23,34 l	1,81 g
Bos-Eik/ Am.eik (2)	11,13 a	33,71 f	2,91 b
Bos-Populier (3)	8,36 d	35,35 e	2,46 e
Bos-Ander loof/ mengingen (4)	9,39 c	35,08 e	2,83 c
Bos-Lork (5)	6,41 h	22,36 m	1,99 f
Bos-Gewone den (6)	9,57 b	37,29 d	3,02 a
Bos-Zwarte den (7)	9,32 c	31,07 i	2,66 d
Bos-Fijnspar (8)	6,74 g	24,93 k	1,52 h
Bos-Douglas (9)	7,05 f	44,13 b	2,01 f
Bos-Ander naald/ mengingen (10)	7,68 e	28,25 j	2,01 f
Kalkgrasland	5,25 k	33,11 g	1,51 h
Zuur Grasland	5,03 l	32,38 h	1,44 i

Neutraal-zuur Grasland	5,26	k	40,95	c	1,39	j
Cultuurgrasland	5,73	i	50,29	a	1,43	i
CultuurB-Grasland	5,82	i	50,61	a	1,46	i
Natte Heide	2,69	m	8,97	n	0,90	k
Droge Heide	1,66	o	5,54	p	0,55	m
Heischraal Gras	2,18	n	7,28	o	0,73	l
MODEL – R ²	0,814		0,890		0,817	
MODEL - CV	13,533		8,621		15,972	

Gelijkaardige bevindingen zijn van toepassing bij de vergelijking van de ecologische subtypes (Tabel 73). Aangaande de kritische cadmiumlast voor gezondheidseffecten, verschilt de kritische last voor loofmengingen niet significant van deze voor zwarte den. Kalkgraslanden verschillen niet van neutraal-zure graslanden en de twee groepen cultuurgraslanden onderscheiden zich niet van elkaar. Voor de kritische loodlast voor gezondheidseffecten verschilt populier niet significant van loofmengingen en onderscheiden de cultuurgraslanden zich niet. De kritische kwiklasten voor gezondheidseffecten zijn merkkelijk hoger in de bosecosysteem subtypes. Voor lork, Douglas en naaldmengingen verschillen de waarden voor kwik niet significant van elkaar. Fijnspar en kalkgrasland onderscheiden zich niet significant van elkaar voor de kritische kwiklasten. Zuur grasland en allebei de types cultuurgraslanden verschillen niet significant van elkaar.

6 Toetsing van de kritische concentraties aan de actuele concentraties in Vlaanderen

Een kritische last is een indicatie van de gevoeligheid van het ecosysteem, en houdt dus geen rekening met de actuele metaalconcentratie in de bodem. Het vergelijken van de kritische lasten met de actuele depositie - wat in een latere fase de bedoeling is - doet daarom enkel een lange termijn uitspraak. Overschrijding van de kritische last betekent niet dat er reeds een nadelig effect optreedt; anderzijds kunnen wel degelijk nadelige effecten optreden zonder dat de kritische last overschreden is. Meer zinvolle uitspraken over overschrijdingen zijn volgens de ICP-handleiding (UBA, 2004) gebaseerd op de kritische grenzen (concentraties) i.p.v. op de kritische lasten (deposities). Hoewel in het kader van deze studieopdracht enkel de berekening van de kritische lasten gevraagd wordt, lijkt het ons interessant om de gebruikte methodiek ook toe te passen om de berekende kritische bodemconcentraties te vergelijken met de actuele metaalconcentraties binnen deze studieopdracht. Op die manier kan nagegaan worden of en waar de huidige metaalconcentratie in de bodem de kritische grens overschrijdt. In dat geval dient de actuele depositie lager te zijn dan de berekende kritische last om negatieve effecten te vermijden.

Deze toetsing is enkel mogelijk wanneer voldoende actuele metaalconcentraties in de bodem beschikbaar zijn. Daarom zal dit projectgedeelte voornamelijk uitgevoerd worden voor de graslandecosystemen op basis van de volgende gegevens:

- gegevens uit de databanken van de Bodemkundige Dienst. de Bodemkundige Dienst van België beschikt over heel wat data omtrent zware metalen in graslandbodems (zowel intensieve als extensieve graslanden). Ook in het kader van grondverzet worden bodems uit natuurgebieden geanalyseerd op zware metalen.
- gegevens van de meetcampagne in het kader van de vastlegging van de achtergrondwaarden in Vlarebo (campagne in 1996).

Voor boscystemen zal de bodemconcentratie aan Cd en Pb ter verkenning worden getoetst voor de proefvlakken van het Vlaamse Bosbodemmeetnet. Er zijn geen gegevens voor Hg beschikbaar.

6.1 K_d

De berekende kritische grenzen slaan op de kritische metaalconcentraties in het bodemdrainagewater ($[M]_{tot, sdw(crit)}$). Om actuele bodemconcentraties te toetsen aan deze kritische grenzen is het nodig om een inschatting te maken van de actuele metaalconcentraties in de bodemoplossing. Dit gebeurt aan de hand van de distributiecoëfficiënt K_d , die de vast-vloeibaar verdeling van een element uitdrukt. De distributiecoëfficiënt K_d wordt gedefinieerd als de verhouding van de metaalconcentratie op de vaste fase tov de metaalconcentratie in de bodemoplossing:

$$K_d = \frac{[M]_v}{[M]_{opl}} \quad [8]$$

waarbij K_d = distributiecoëfficiënt (l/kg)
 $[M]_v$ = metaalconcentratie op de vaste fase (mg/kg)
 $[M]_{opl}$ = metaalconcentratie in de bodemoplossing (mg/l)

Aangezien voor de meeste elementen de retentie van metalen in de bodem sterk varieert met de bodemeigenschappen, kan een benadering met een gemiddelde K_d voor elk element tot aanzienlijke fouten leiden; voor verschillende bodems kan de K_d voor een zelfde element

meer dan 100-voudig verschillen. Een verfijning van de toetsing door gebruik te maken van een K_d die afgeleid werd voor de specifieke bodemsituatie, zal daarom tot een betere voorspelling leiden.

Voor de afleiding van de specifieke K_d -waarden werd gebruik gemaakt van de veldgemeten verdelingsfactoren van Pb en Cd (Smolders et al., 2001). De pH is hierbij gemeten in een CaCl_2 -extract.

Pb: 1) $\text{pH} \leq 5,5$ $\log(K_d) = 1,76 + 0,40 \cdot \text{pH}$
 2) $\text{pH} > 5,5$ $\log(K_d) = 1,76 + 0,40 \cdot \text{pH}$ als $\log(\text{Pb}_{\text{tot}}) < 3,4 - 0,08 \cdot \text{pH}$
 $\log(K_d) = -1,64 + \log(\text{Pb}_{\text{tot}}) + 0,48 \cdot \text{pH}$ als $\log(\text{Pb}_{\text{tot}}) > 3,4 - 0,08 \cdot \text{pH}$

Cd: $\log(K_d) = -0,19 + 0,46 \cdot \text{pH}$

Wegens de te beperkte Vlaamse dataset werd er door Smolders et al. (2001) geen statistisch regressiemodel afgeleid om vanuit de bodemeigenschappen een voorspelling te maken van K_d -waarden voor **Hg**. De mediaan van de waargenomen verdelingscoëfficiënten is 5706 l/kg. Deze waarde wordt gebruikt in verdere berekeningen.

6.2 Bosecosystemen

Voor bosesystemen gebeurde de toetsing voor 50 plots waar bodemconcentraties aan Cd en Pb gekend zijn (gegevens voor Hg niet beschikbaar). De gegevens zijn afkomstig van een onderzoek uitgevoerd door het IBW in de loop van de zomer 1997 (De Vos, 1998). De 50 plots maken deel uit van Level I en II proefvlakken, plots in bosreservaten en plots van eerdere studies m.b.t. macro-invertebraten. De plots zijn gesitueerd op verschillende bodemtypes en bestaan uit zowel gemengde als homogene bestanden van de meest voorkomende hoofdboomsoorten.

De actuele Pb- en Cd-concentraties in de bodem werden – met behulp van vergelijking [8] – omgezet naar concentraties in de bodemoplossing en vervolgens vergeleken met de berekende $[\text{Pb}]_{\text{tot}, \text{sdw}(\text{crit})}$ en $[\text{Cd}]_{\text{tot}, \text{sdw}(\text{crit})}$ voor ecotoxicologische effecten enerzijds en met de kwaliteitscriteria van de WHO met het oog op menselijke gezondheidseffecten bij inname als drinkwater anderzijds.

De bekomen gemiddelden staan weergegeven in Tabel 74. Significante verschillen werden nagegaan met de t-test (significantieniveau 95 %). Zowel voor Pb als voor Cd liggen de actuele concentraties in de bodemoplossing significant hoger dan de kritische grenzen voor ecotoxicologische effecten en voor menselijke gezondheidseffecten bij inname als drinkwater (p-waarde = 0).

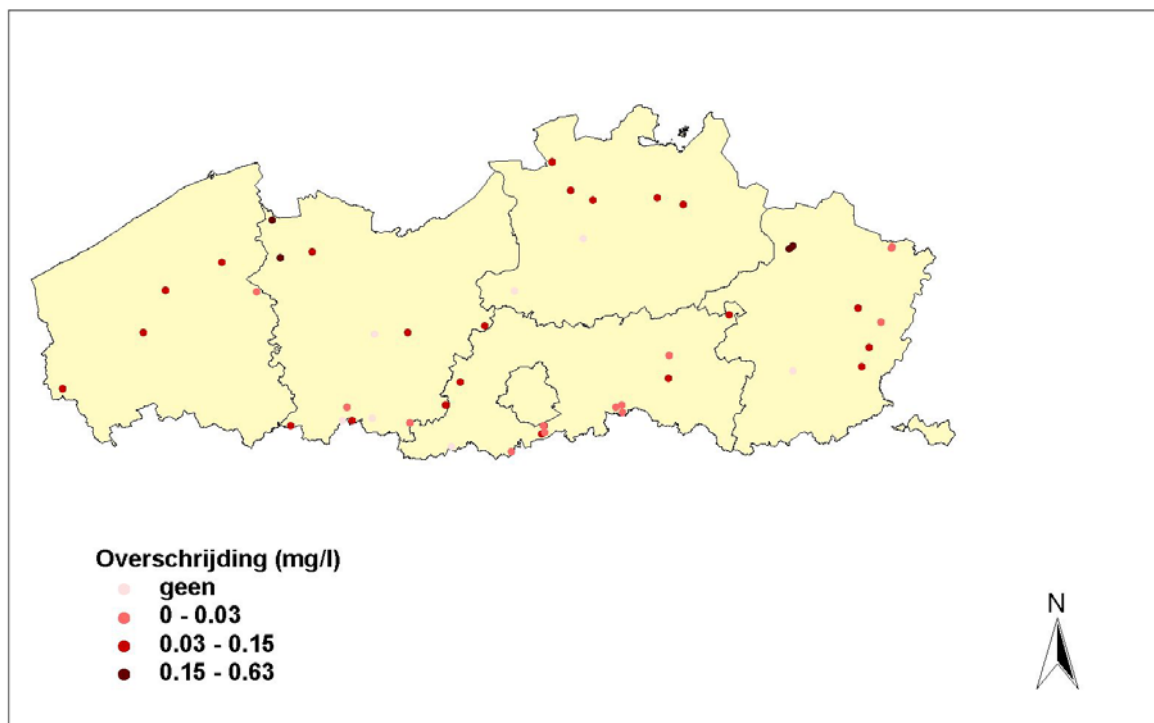
Tabel 74 Vergelijking van de actuele metaalconcentraties in de bodemoplossing met de kritische grenzen (mg.l^{-1})

	actueel	ecotox	WHO
Pb	0,08	0,01	0,01
Cd	0,040	0,002	0,003

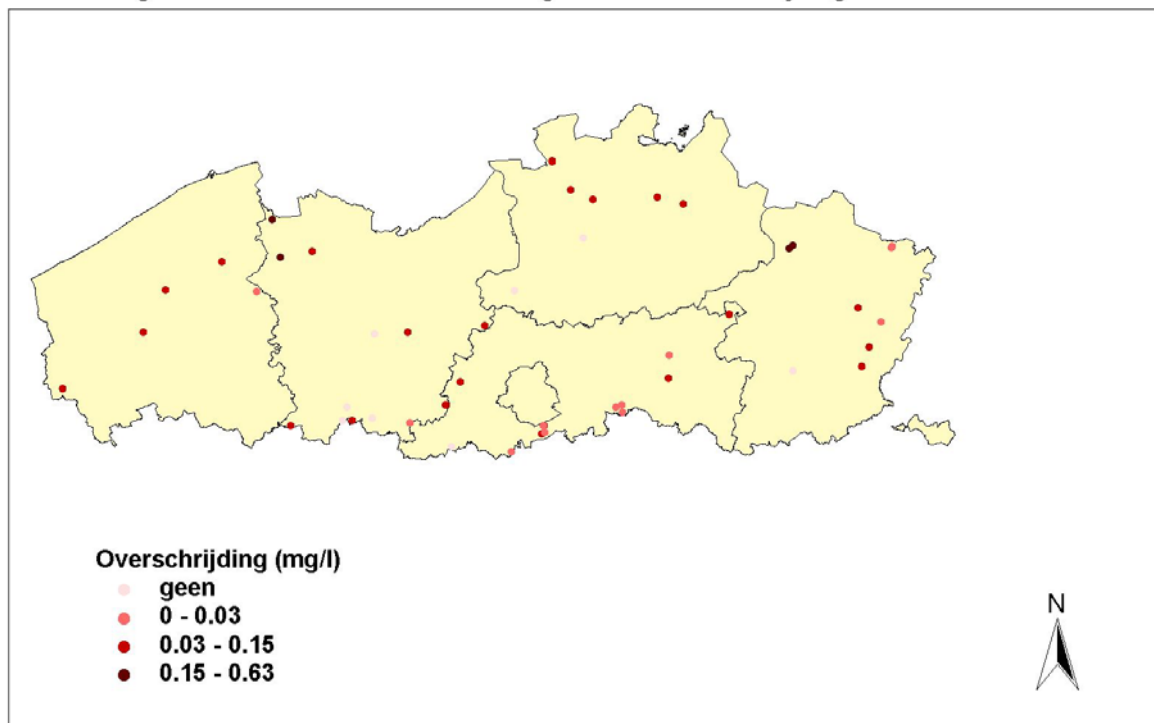
Uit de toetsing blijkt dat in praktisch alle plots de actuele Pb- en Cd-concentraties hoger liggen dan de kritische grenzen. Voor Pb ligt in 7 plots de actuele concentratie net onder de kritische grens voor ecotoxicologische effecten; voor Cd is dit slechts in 1 plot het geval. De kritische grens voor menselijke gezondheidseffecten voor Pb wordt slechts in 8 plots niet overschreden; voor Cd in 2 plots.

De overschrijding van de kritische grenzen voor Pb in 84 - 86 % van de plots en voor Cd in 96 - 98 % van de plots betekent dat de actuele depositie lager zal moeten liggen dan de kritische last om negatieve effecten voor het ecosysteem en voor de mens op termijn te vermijden.

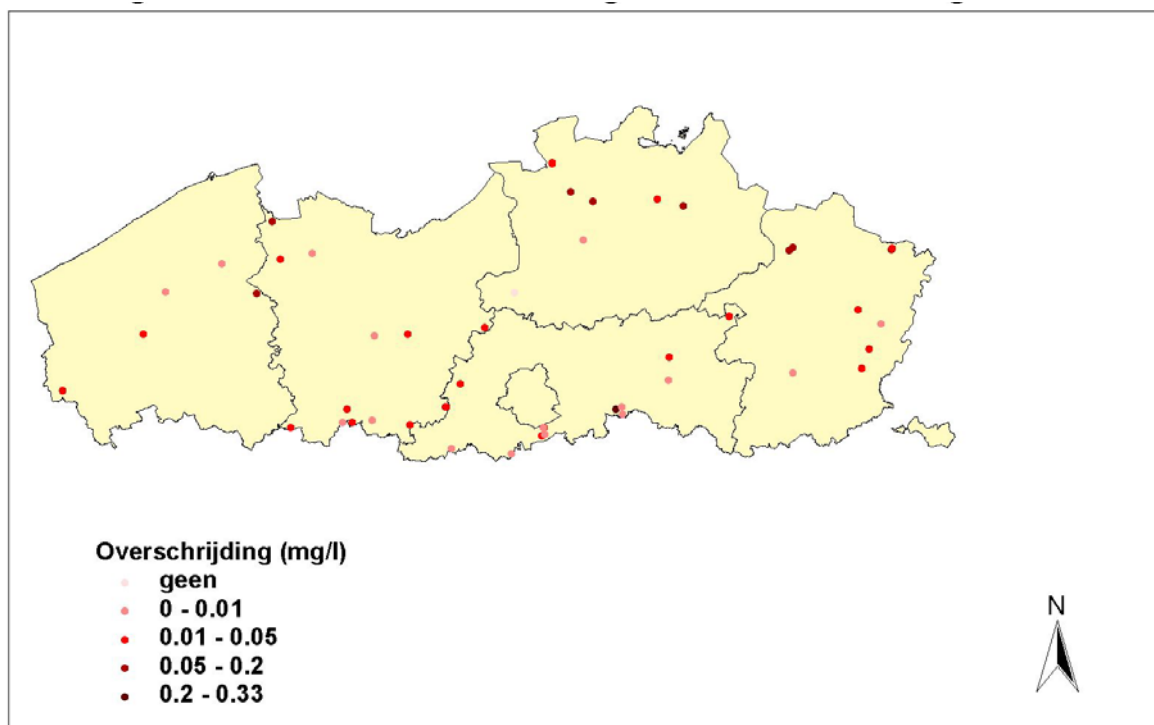
Onderstaande Figuren geven grafisch aan in welke mate de kritische grenzen overschreden worden in de 50 plots onder bos.



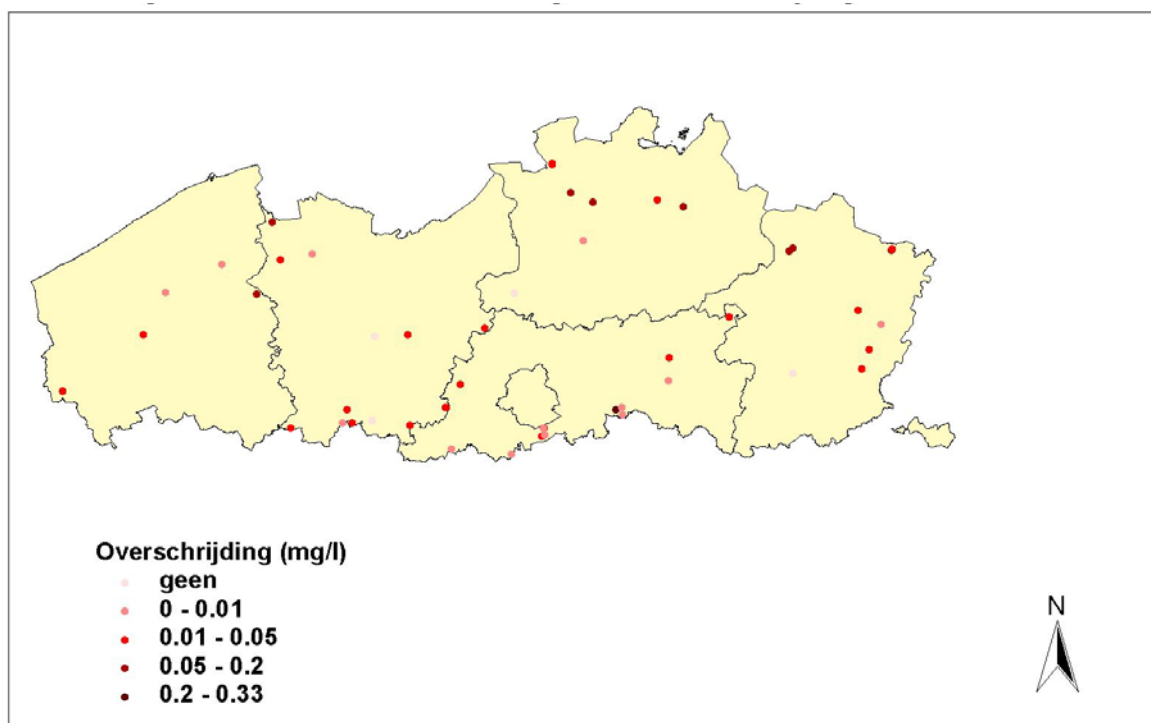
Figuur 22 Toetsing van de actuele Pb-concentratie aan de kritische grens voor ecotoxicologische effecten



Figuur 23 Toetsing van de actuele Pb-concentratie aan de kritische grens voor menselijke gezondheidseffecten



Figuur 24 Toetsing van de actuele Cd-concentratie aan de kritische grens voor ecotoxicologische effecten



Figuur 25 Toetsing van de actuele Cd-concentratie aan de kritische grens voor menselijke gezondheidseffecten

6.3 Graslanden

Voor de graslanden gebeurde de toetsing op basis van twee verschillende datasets:

- De databank met standaardgrondontledingen voor grasland en weide van de Bodemkundige Dienst van België – stalen tussen 2000 en 2005.
- Een studie door VITO (Cornelis et al., 1993)

De data van de Bodemkundige Dienst van België zijn georeferentieerd tot op het niveau van de fusiegemeente. De dataset van VITO is georeferentieerd in Lambert coördinaten.

Beide datasets werden samengevoegd. De dataset met metingen werd opgedeeld in graslanden zonder bemesting (geen), met lichte bemesting (licht) en normale bemesting volgens het advies van de Bodemkundige Dienst van België (normaal). De gemeten totale metaalconcentraties in de bodem voor de klasse 'geen bemesting' liggen voor zowel de BDB-databank als de VITO databank hoog (Tabel 75).

Tabel 75: Gemiddelde gemeten totale bodemconcentraties voor drie zware metalen

Gemiddelde	Bemestingsniveau				Geen bemesting	
	geen	licht	normaal	totaal	BDB	VITO
n	24	51	400	475	8	16
Cd	0,51	0,82	0,69	0,70	0,82	0,36
Hg	0,21	0,07	0,10	0,10	0,30	0,17
Pb	35,91	33,30	24,36	25,90	36,72	35,51

De gemeten totale Pb-, Hg- en Cd-concentraties in de bodem werden omgerekend tot de metaalconcentraties in het poriënwater uitgaande van Kd waarden. De respectievelijke Kd-waarden werden berekend met de methode beschreven in sectie 6.1. We spreken in deze sectie over metaalconcentraties in poriënwater als het gaat over deze berekeningen. Voor de kritische metaalconcentraties spreken we over drainagewater om de terminologie van de handleiding aan te houden. Drainagewater en poriënwater zijn hetzelfde als het om de macro-poriën in de bodem gaat. De termen vergemakkelijken de verwijzing naar de berekeningsmethode.

De omgerekende metaalconcentraties in het poriënwater werden vergeleken met de berekende kritische concentraties in het drainagewater ($[Pb]_{tot, sdw(crit)}$, $[Cd]_{tot, sdw(crit)}$) voor de ecotoxicologische effecten van Pb en Cd op bodemmicro-organismen, planten en invertebraten (Tabel 76). Bij vergelijking van de kritische metaalconcentratie in het drainagewater met $[M]_{tot, sdw(crit)}$ met metaalconcentraties in het poriënwater vergelijken we eigenlijk de resultaten van twee modellen. De bepaling van de Kd-waarden steunt immers op regressiemodellen uitgewerkt door Smolders et al. (2001). Een tweede belangrijke opmerking is dat de klasse 'geen bemesting' opmerkelijk hoge waarden bevat voor zowel Cd- als Pb-concentraties in het poriënwater; de gemeten totale metaalconcentraties in de bodem liggen voor deze klasse ook hoog. We geven de resultaten voor de andere bemestingsklassen ook weer en vergelijken deze eveneens met de kritische waarden berekend voor graslanden. De resultaten van beide modellen zijn van dezelfde grootteorde.

Voor cadmium is de gemiddelde waarde voor de klasse 'geen bemesting' het hoogst en hoger dan de kritische lasten (Tabel 76). De gemiddelde waarde voor de klasse 'lichte bemesting' is ongeveer even hoog als de kritische waarde voor de klasse cultuurgraslanden. De gemiddelde waarde voor de klasse 'normale bemesting' is lager dan alle berekende kritische waarden. Voor lood is de gemiddelde waarde voor de klasse 'geen bemesting' hoger dan alle berekende kritische waarden (Tabel 76). De gemiddelde waarden voor de klassen 'lichte en normale bemesting' zijn lager dan alle berekende kritische waarden. De overschrijdingspercentages van de metaalconcentraties in poriënwater tegenover de kritische metaalconcentraties in drainagewater van cultuurgraslanden zijn 7.6% voor lood en 22.5% voor cadmium (Tabel 77).

De metaalconcentraties in het poriënwater werden vergeleken met de berekende $[Pb]_{tot, sdw(crit)}$, $[Hg]_{tot, sdw(crit)}$ en $[Cd]_{tot, sdw(crit)}$ voor menselijke gezondheidseffecten van Cd, Pb, Hg bij inname als drinkwater. Voor de kritische metaalconcentraties in het drainagewater werden de maximale toegelaten metaalconcentraties in drinkwater volgens de WHO genomen: 3 mg/m³ voor Cd, 1 mg/m³ voor Hg en 10 mg/m³ voor Pb. De overschrijdingspercentages van de metaalconcentraties in poriënwater tegenover de kritische metaalconcentraties in drainagewater bedragen 14.5% voor cadmium, 0 % voor kwik en 1.5 % voor lood (Tabel 77).

Tabel 76: Vergelijking van gemiddelde kritische metaalconcentraties in het drainagewater met gemiddelde metaalconcentraties in het poriënwater, berekend op basis van gemeten metaalconcentraties.

Gras	[Pb] _{tot, sdw(crit)} mg/l	[Cd] _{tot, sdw(crit)} mg/l	n
KAGR	0,00607 b	0,00174 f	311
NZGR	0,00410 d	0,00196 de	24.018
ZUGR	0,00263 e	0,00201 d	420
CUGR	0,00441 c	0,00249 b	20.978
CUBGR	0,00436 cd	0,00192 e	23.637
Bemesting			
Geen	0,00918 a	0,00444 a	24
Licht	0,00204 f	0,00237 c	51
Normaal	0,00135 g	0,00136 g	400
Totaal	0,00182	0,00163	475

Waarden gevolgd door eenzelfde letter zijn statistisch niet-significant verschillend op een 95% betrouwbaarheidsniveau.

Tabel 77 Overschrijdingen van metaalconcentraties in poriënwater tegenover de kritische metaalconcentraties in drainagewater.

Overschrijdingen	Ecotoxicologische Effecten			Gezondheidseffecten		
	CUBGR	Aantal	%	WHO	Aantal	%
[Pb] _{tot, sdw(crit)} in mg/l	0,00436	36	7,6	0,010	7	1,5
[Cd] _{tot, sdw(crit)} in mg/l	0,00192	107	22,5	0,003	69	14,5
[Hg] _{tot, sdw(crit)} in mg/l	-	-	-	0,001	0	0,0

7 Discussie en aanbevelingen voor verder onderzoek

7.1 Toepasbaarheid van de methode voor andere ecosystemen

Bij ecosystemen waar negatieve waterbalansen optreden, onder opwaartse flux of bij afwijkende hydrologische regimes, is het model niet toepasbaar. Het model om kritische waarden in drainagewater te berekenen is niet geldig onder reductieve omstandigheden. Het model is echter wel nog toepasbaar op natte gronden onder voorwaarde dat de bovenste laag van 10 cm niet onder water staat.

De bepaling van de kritische lasten kan uitgebreid worden naar andere terrestrische ecosystemen en/of te beschermen objecten. Een relevante piste hierbij is het bepalen van de kritische last mbt gezondheidseffecten bij opname van metalen via voedingsproducten. Het gaat hierbij vooral om landbouwsystemen en bijhorende gewasproductie. De ICP-handleiding beschrijft voor Cd, Pb en Hg de te volgen methodiek voor deze piste.

Voor aquatische ecosystemen moeten andere berekeningsmethoden worden toegepast om kritische lasten te bepalen. Deze berekeningsmethoden kunnen steunen op een gelijkaardige massabalans met metaalopname in het ecosysteem en metaaluitvoer via laterale flux. De ecotoxicologische grenzen dienen aangepast te worden voor aquatische organismen.

7.2 Toepasbaarheid van de methode voor andere zware metalen

Het opstellen van kritische lasten voor andere metalen ligt niet meteen voor de hand. Voor Pb, Cd, en Hg is een internationaal aanvaarde methode beschikbaar, maar voor andere metalen zijn er hiaten in de kennis en is directe toepassing van de huidige werkwijze niet aangewezen. Bovendien gedraagt elk metaal zich verschillend. Uitbreiding van deze studie naar andere metalen zoals bijvoorbeeld arseen, chroom en nikkel is relevant, maar vergt vooralsnog meer onderzoekswerk omtrent de kritische concentraties van deze metalen.

7.3 De randvoorwaarden en berekeningswijzen van het model

De steady state voorwaarde van metaalinvoer en –uitvoer is een theoretische veronderstelling, die de praktijksituatie slecht benadert (Smolders E., persoonlijke communicatie). Voor zware metaalconcentraties wordt steady state in de meeste gevallen pas na tientallen jaren tot zelfs eeuwen bereikt. Bij interpretatie moet dit zeker in rekening gebracht worden.

Het model houdt geen rekening met opwaartse of laterale fluxen of met afwijkende hydrologische regimes. Deze componenten kunnen voor bepaalde ecosystemen het metaaltransport en de metaalconcentraties sterk beïnvloeden.

Interne processen die metaalaccumulatie of –verlies in de bodem beschrijven moeten eveneens worden beschouwd. Sorptie en vertering worden momenteel niet meegenomen in de massabalans vanwege de vermeende grote onzekerheid op de beschikbare modellen die deze processen beschrijven. De verticale flux van sedimentgebonden metalen werd in de berekeningen niet in rekening gebracht.

De huidige waterbalans is uitgewerkt op basis van jaargemiddelden waardoor seizoensgebonden variaties weggemiddeld worden. Seizoensgebonden variaties in metaalconcentraties als gevolg van bodemparameters (zuurtegraad, organische stof) kunnen niet opgenomen worden in de vergelijkingen.

Volgens de referenties blijken de organische stofconcentraties in de bodemoplossing te zijn afgeleid van metingen in boscosecosystemen. Verwachte respons van pH en organische stofconcentraties in de bodemoplossing op atmosferische depositie werd niet in rekening gebracht.

Een inconsistentie in het huidige model is de onafhankelijkheid in het model tussen de termen kritische uitspoeling en kritische opname door de plant. Voor een aantal zware metalen is er een duidelijk verband tussen metaalopname door de plant en metaalconcentratie in de bodem. Het onderzoek omtrent BCFs (bioconcentratiefactoren) in Vlaanderen bewijst deze afhankelijkheid.

De afvoerterm in de massabalans beschouwd enkel de opname van het zware metaal in de oogstbare delen van het gewas. Andere mogelijke vormen van afvoer zoals bijvoorbeeld bij afbranden van heide kunnen niet worden beschouwd onder een steady state randvoorwaarde.

De ecotoxicologische grenzen voor cadmium, kwik en lood zijn gebaseerd op het effect van de metaalconcentraties in bodemoplossing, terwijl de ingestie van bodempartikels door organismen niet wordt beschouwd, wat bijvoorbeeld voor de regenworm van belang is.

De kritische lasten voor menselijke gezondheidseffecten worden berekend op basis van de inname van drainagewater als drinkwater. Hier wordt geen rekening gehouden met verdunningen, wat moeilijk is in een steady state benadering.

Een groot aantal van de bovenstaande punten kunnen enkel worden uitgewerkt in een dynamische modelleeromgeving met verdere temporele en ruimtelijke verfijningen.

7.4 Onzekerheid van invoervariabelen

Bij de berekening van de kritische lasten zijn voor een aantal variabelen uit de massabalans methode slechts weinig gegevens beschikbaar en moeten er bijgevolg ruwe veronderstellingen worden gemaakt. Voor boscosecosystemen bijvoorbeeld zijn data met betrekking tot aanwas en achtergrondconcentraties van metalen in de biomassa zo goed als onbestaande voor Vlaanderen. Voor heide en grasland zijn data omtrent opname en afvoer niet altijd beschikbaar voor alle subtypes. Bovendien werden geen van deze biomassakaracteristieken ruimtelijk variabel ingevoerd. Een betere beschikbaarheid en ruimtelijke verdeeldheid van deze invoervariabelen is noodzakelijk om de kritische lasten beter te kunnen bepalen en de onzekerheid erop te doen afnemen.

7.5 Validatie en betrouwbaarheid van de resultaten

De kritische lasten zoals berekend met de voorliggende methode onder steady-state voorwaarde kan niets zeggen over de gevoeligheid van een ecosysteem voor de antropogene input van metalen. Om een beeld te krijgen van de effecten van metaaldeposities op lange termijn in Vlaanderen, dienen de berekende kritische lasten ruimtelijk getoetst te worden aan actuele Vlaamse depositieniveaus. De resultaten van het depositiemeetnet van de VMM zouden hiertoe kunnen dienen. De overschrijdingen in kaart brengen is een volgende stap en kan een belangrijk werkinstrument worden voor het milieubeleid.

In deze studie werd ter verkenning een eenvoudige gevoeligheidsanalyse uitgevoerd voor het 'eiken' bostype. Deze gevoeligheidsanalyse kan veel dieper uitgewerkt worden om zo voor elke berekende kritische last een exact betrouwbaarheidsinterval te kennen. Hierbij dienen alle variabelen zowel afzonderlijk als in relatie tot elkaar onderzocht te worden. Het zou in dit luik ook zeer interessant zijn om de factor 'beheer' te integreren in de analyse en zo de invloed van verschillende beheersmaatregelen op de kritische lasten te bespreken.

8 Conclusies

8.1 Algemeen

Totnogtoe bestonden geen kritische lasten voor zware metalen in Vlaanderen. Deze studie bepaalt de kritische lasten met betrekking tot ecotoxicologische effecten en menselijke gezondheidseffecten (bij inname van drinkwater) van Pb, Cd en Hg in drie ecosysteemtypes: bos, gras en heide.

De kritische lasten voor Pb, Cd en Hg werden berekend met het oog op ecotoxicologische effecten enerzijds en menselijke gezondheidseffecten bij inname als drinkwater anderzijds. Algemeen liggen de kritische lasten voor menselijke gezondheidseffecten hoger dan deze voor ecotoxicologische effecten. Dit betekent dat volgens de gehanteerde methoden de effecten van atmosferische deposities op lange termijn een grotere bedreiging vormen voor de ecosystemen dan voor de mens.

Een evaluatie en een aantal aanbevelingen voor verder onderzoek met betrekking tot de berekening van kritische lasten situeren zich rond de toepasbaarheid van de methode voor andere ecosystemen en andere zware metalen, de onzekerheden die samenhangen met de berekeningsmethode en de kwaliteit en ruimtelijke verdeling van de invoervariabelen. De belangrijkste tekortkomingen van de methodiek kunnen enkel worden opgevangen in een dynamische modelleeromgeving met verder uitgewerkte temporele en ruimtelijke verfijningen en verhoogde beschikbaarheid van invoergegevens.

8.2 Gras

Vijf types graslanden werden onderscheiden bij de berekening van de kritische lasten: kalkgraslanden, neutraal-zure graslanden, zure graslanden, cultuurgraslanden en licht bemeste cultuurgraslanden. Voor ecotoxicologische effecten werden kritische lasten berekend voor cadmium en lood. Voor gezondheidseffecten werden kritische lasten berekend voor cadmium, lood en kwik.

De kritische cadmium- en loodlasten voor ecotoxicologische effecten zijn significant verschillend van elkaar voor de verschillende graslandtypes. De absolute waarden van de kritische lasten voor cadmium zijn kleiner dan deze voor lood, aangezien de absolute waarden voor opname van cadmium in de oogstbare plantendelen en voor de kritische cadmiumconcentraties lager zijn dan voor lood. De invloed van de productiviteit en dus ook de invloed van de metaalopname is relatief kleiner in de berekening van de totale kritische last voor cadmium in vergelijking met deze voor lood en het aandeel van de uitspoeling van cadmium is relatief groter dan het geval is voor lood. Op die manier kan de ruimtelijke variatie van de kritische last voor cadmium niet alleen verklaard worden door de productiviteit van verschillende graslanden, maar in mindere mate ook door de uitspoelingsflux die een resultante is van de klimaatbalans en de bodemkarakteristieken. Door de hoge opname van lood door gras en de verhoudingsgewijs lagere uitspoelingsflux in vergelijking met cadmium, kunnen de verschillen tussen de kritische lasten voor lood voornamelijk verklaard worden door verschillen in productiviteit. Over het algemeen zijn de zure graslanden en kalkgraslanden het gevoeligst en de cultuurgraslanden het minst gevoelig voor verontreiniging met cadmium en lood. Het verspreidingspatroon toont dat de gevoeligste gebieden langs de kust en in zuidelijk Limburg liggen.

De kritische concentraties van cadmium, lood en kwik in de bodemoplossing met het oog op menselijke gezondheidseffecten bij inname als drinkwater zijn gebaseerd op de kwaliteitscriteria van de Wereldgezondheidsorganisatie. De kritische metaalconcentraties voor gezondheidseffecten liggen hoger dan voor ecotoxicologische effecten zodat de

kritische lasten ook hoger zijn. De uitspoelingsflux is niet afhankelijk van de bodemkarakteristieken onder de verschillende vegetatietypes maar wel van de klimaatsbalans. De verschillen in kritische last tussen de verschillende graslandtypes worden voornamelijk veroorzaakt door de verschillen in klimaat en productiviteit. De ruimtelijke spreiding van de kritische metaallasten voor gezondheidseffecten vertonen een hoge gevoeligheid in zuidelijk Limburg. In de provincie Antwerpen en het Ijzerbekken liggen de minst gevoelige zones.

8.3 Heide

Drie types heide werden onderscheiden bij de berekening van de kritische lasten: natte heide, droge heide en heischraal grasland. Voor ecotoxicologische effecten werden kritische lasten berekend voor cadmium en lood. Voor gezondheidseffecten werden kritische lasten berekend voor cadmium, lood en kwik. Bij heide werd de afvoer van metalen door de oogstbare delen van de plant nul verondersteld. Voor heide geldt dat de verwijdering van metalen door het oogsten van de plantdelen heel laag is, vergeleken met de metaalverliezen die door drainage uitspoelen.

De kritische metaalconcentraties voor ecotoxicologische effecten zijn gevoelig voor kleine pH-veranderingen, vooral dan in het zure bereik. Deze verschillen liggen aan de basis van de verschillen in kritische lasten tussen de verschillende heidetypes. Heischraal grasland blijkt het gevoeligst, gevolgd door droge heide. De ruimtelijke spreiding van de kritische lasten vertonen een gelijkaardig patroon: de heidetypes gelegen in de Kempen zijn telkens het gevoeligst.

Voor gezondheidseffecten worden de kritische lasten van heide uitsluitend berekend aan de hand van de uitspoelingsflux. Aangezien er geen verschillen zijn in kritische metaalconcentraties tussen de verschillende heidetypes, kunnen ruimtelijke verschillen enkel verklaard worden door verschillen in klimatologische omstandigheden. Deze klimatologische verschillen zijn eerder klein binnen Vlaanderen zodat er geen grote verschillen tussen de verschillende heidetypes zijn. De ruimtelijke spreiding toont aan dat de heidetypes gelegen in zuidelijk Limburg het gevoeligst zijn.

8.4 Bos

Voor Hg vinden de ecotoxicologische effecten bij bosesystemen enkel plaats in de humuslaag; terwijl voor Pb en Cd de minerale bodemlaag gevoeliger blijkt te zijn dan de organische laag afzonderlijk. De kritische lasten voor ecotoxicologische effecten van Pb en Cd werden berekend en grafisch voorgesteld voor de volledig bewortelde bodemlaag.

De gevoeligheid van een bostype wordt bepaald door een samenspel van factoren, die terug te brengen zijn tot de opname- en uitspoelingssterm van de massabalans. Algemeen heeft de uitspoelingssterm een groter gewicht in de massabalans dan de opnameterm. Uit de berekening van de kritische lasten kan geconcludeerd worden dat de meest gevoelige bostypes over het algemeen 'beuk', 'lorik' en 'fijnspar' zijn. De loriken- en fijnspartypes beslaan echter in Vlaanderen slechts een klein areaal. Bijgevolg is het relevanter om de gevoeligheid voor de antropogene input van Pb, Cd en Hg voor de meest voorkomende bostypes in Vlaanderen samen te vatten:

'Beuk':

Dit bostype behoort tot de meest gevoelige. Beuken zijn grote waterverbruikers (hoge ET_a), wat een lagere drainageflux en dus minder uitspoeling uit het systeem tot gevolg heeft. Bovendien is de opname van metalen in beuken zeer laag (vooral voor Cd).

'Eiken':

Dit bostype behoort tot de minst gevoelige. Door het lagere waterverbruik van de eiken spoelt er meer uit het systeem waardoor dit bostype een grotere input kan verdragen. Voor de ecotoxicologische effecten van Pb en Cd wordt de hogere uitspoeling t.o.v. andere bostypes nog versterkt door de hoge kritische totale Pb- en Cd-concentraties in het bodemdrainagewater. Dit is te wijten aan het voorkomen van lage pH en hoge OM-gehalten in de eiken-bostypes.

'Populier':

Populieren worden gekenmerkt door hun hoge productiviteit (hoge GJA). Dit zorgt ervoor dat er meer metalen via de opname uit het systeem verdwijnen, wat resulteert in het feit dat dit bostype over het algemeen tot de weinig gevoelige types behoort.

Voor de kritische lasten m.b.t. de ecotoxicologische effecten van Pb en Cd -waarbij de uitspoelingssterm afhankelijk is van de bodemeigenschappen- is echter een ander patroon te zien. Doordat deze soort vaak wordt aangeplant op rijkere (landbouw)gronden en bovendien rijk strooisel bezit, blijft de pH in de bodem hoog. Dit heeft tot gevolg dat de kritische totale Pb- en Cd-concentraties in het bodemdrainagewater onder populieren zeer laag zijn. Deze zorgen op hun beurt voor een zeer lage uitspoelingsflux van Pb en Cd. Ondanks de hoge opnameterm, zorgt deze lage uitspoelingsflux ervoor dat het populieren-bostype wel degelijk gevoelig is voor de ecotoxicologische effecten van Pb en Cd.

'Gewone en zwarte den':

Samen met het eiken-bostype behoort het dennen-bostype tot de minst gevoelige. Door het lagere waterverbruik van de dennen spoelt er meer uit het systeem waardoor dit bostype een grotere input kan verdragen. Voor de ecotoxicologische effecten van Pb en Cd wordt de hogere uitspoeling t.o.v. andere bostypes nog versterkt door de relatief hoge kritische totale Pb- en Cd-concentraties in het bodemdrainagewater. Dit is te wijten aan het voorkomen van lage pH in de dennen-bostypes.

Tussen de 2 soorten dennen is er een kleine nuance (zwarte den iets gevoeliger dan gewone den) die verklaard kan worden doordat zwarte den meer intercepteert dan gewone den en de drainageflux onder zwarte den dus kleiner is.

Uit de gevoeligheidsanalyse blijkt dat een aantal parameters een niet te verwaarlozen effect kunnen hebben op de onzekerheidsgraad die gepaard gaat met de kritische lasten. Onder de klimatologische parameters heeft vooral de neerslag *P* een duidelijk effect op de kritische last. Dit moet echter genuanceerd worden gezien droge en natte jaren elkaar op termijn uitmiddelen. Onder de boomsoortspecifieke parameters speelt vooral de variabiliteit op de Pb- en Cd-concentratie in de biomassa en op de gemiddelde jaarlijkse aanwas *GJA* een rol.

De toetsing van de actuele Pb- en Cd-concentraties in 50 Vlaamse bosbodems aan de kritische concentraties in de bodemoplossing toonde aan dat in praktisch alle plots de actuele concentraties hoger liggen dan de kritische grenzen. Dit betekent dat de actuele depositie lager moet liggen dan de kritische last om negatieve effecten op termijn te vermijden.

9 Referenties

- ALLEN R.G., PEREIRA L.S., RAES D., SMITH M., 1998. Crop evapotranspiration. Guidelines for computing crop water requirements. FAO Irrigation and Drainage paper nr 56. Rome.
- ALRIKSSON, A. & ERIKSSON, H.M. (2001). Distribution of Cd, Cu, Pb and Zn in soil and vegetation compartments in stands of five boreal tree species in N.E. Sweden. *Water, Air, and Soil Pollution: Focus*, 1, 461-475.
- ALTENA H. & OOMES M. (1991). Leidt een verschrallend graslandbeheer tot de ontwikkeling van soortenrijke graslanden? *De Levende Natuur*, 1991, 3, 77-82.
- AMINAL, afdeling Bos & Groen (2000). Boskartering 2000.
- BINDLER, R., RENBERG, I., KLAMINDER, J. & EMTERYD, O. (2004). Tree rings as Pb pollution archives? A comparison of $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ isotope ratios in pine and other environmental media. *Science of the Total Environment*, 319(1-3), 173-183.
- DE GRANDE A. (1993). Een vegetatiekundige en ecologische studie van het 'Bos van Houthulst'. Eindwerk Universiteit Gent, Faculteit Wetenschappen, 132 p.
- DE MAERTELEIRE, A. (1983). Verdeling van anorganische elementen in loof- en naaldhoutweefsel. Thesis, Gent, Faculteit van de Landbouwwetenschappen.
- DE VOS, B. (1998). Chemical element analysis of the forest floor in the macro-invertebrate soil fauna plots. IBW Bb R: 98.005.
- DE VRIES, W., REINDS, G.J., POSCH, M., SANZ, M.J., KRAUSE, G.H.M., CALATAYUD, V., RENAUD, J.P., DUPOUEY, J.L., STERBA, H., VEL, E.M., DOBBERTIN, M., GUNDERSEN, P. & VOOGD, J.C.H. (2003). Intensive Monitoring of Forest Ecosystems in Europe. Technical Report 2003. EC-UN/ECE 2003, Brussels, Geneva, 163 p.
- DE VRIES, W., REINDS, G.J., VAN KERKVOORDE, M.S., HENDRIKS, C.M.A., LEETERS, E.E.J.M., CROSS, C.P., VOOGD, J.C.H. & VEL, E.M. (2000). Intensive Monitoring of Forest Ecosystems in Europe. Technical Report 2000. Forest Intensive Monitoring Coordinating Institute, 2000, 197 p.
- EKLUND, M. (1995). Cadmium and lead deposition around a Swedish battery plant as recorded in oak tree rings. *Journal of Environmental Quality*, 24(1), 126-131.
- HAGEMEYER, J. & SCHÄFER, H. (1995). Seasonal variations in concentrations and radial distribution patterns of Cd, Pb and Zn in stem wood of beech trees (*Fagus sylvatica* L.). *The Science of the Total Environment*, 166, 77-87.
- HEINRICHS, H. & MAYER, R. (1980). The role of forest vegetation in the biogeochemical cycle of heavy metals. *Journal of Environmental Quality*, 9(1), 111-118.
- HERMY M., De Blust, G., Slootmaekers, M., 2004. Natuurbeheer. Davidsfonds, Leuven.
- JANSEN, J.J., SEVENSTER, J. & FABER, P.J. (1996). Opbrengsttabellen voor belangrijke boomsoorten in Nederland. IBN-rapport 221 / Hinkeloord Report No 17, 202 p.
- KÖSTNER, B. (2001). Evaporation and transpiration from forests in Central Europe – relevance of patch-level studies for spatial scaling. *Meteorology and Atmospheric Physics*, 76, 69-82.
- KOVERAAR H., OOMES M.J.M. & VAN VLIET J.H. (1989). Bodem, vegetatie, produktie en graskwaliteit van grasland met beheersbepalingen. In: *Rundvee Rapport 115*, 76 p.
- LEROY, I., VAN MEIRVENNE, M., DEPUYDT, S. & HOFMAN, G. (2000). Digitalisatie en verwerking van historische bosbodempfielgegevens: eindverslag. Onderzoek in opdracht van het Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer, uitgevoerd door Universiteit Gent, vakgroep Bodembeheer en Bodemhygiëne, 87 p.
- MARTENS, K., TACK, F., VERLOO, M., VANMECHELEN, L., GROENEMANS, R., VAN RANST, E., 1994. Inventarisatie van transferkarakteristieken voor opname van zware metalen door de plant in relatie tot bodemeigenschappen. Onderzoek in opdracht van de OVAM uitgevoerd door het Labo voor Analytische Chemie en Toegepaste Ecochemie en het Labo voor bodemkunde.
- MEILI, M., 1991. The coupling of mercury and organic matter in the biogeochemical cycle – towards a mechanistic model for the boreal forest zone. *Water Air Soil Pollut.* 56, 333-347.

- MEILI, M., 1997. Mercury in Lakes and Rivers. In: Sigel, A. & H. Sigel (Eds). Mercury and its effects on Environment and Biology. Marcel Dekker Inc., New York, pp. 21-51.
- MEILI, M., BISCHOP, K., BRINGMARK, L., JOHANSSON, K., MUNTHE, J., SVERDRUP, H. & DE VRIES, W. (2003). Critical levels of atmospheric pollution: criteria and concepts for operational modelling of mercury in forest and lake ecosystems. *The Science of the Total Environment*, 304, 83-106.
- MEULEMAN, B., DUFRANE, F. & CARLETTI, G. (1991). Produktietabel voor Corsikaanse den in Vlaanderen. LISEC, Genk, 91 p.
- MEYKENS J., VEREECKEN H., GEYPENS, M., HERMY, M. (2000). Ontwikkeling en integratie van gevoeligheidskaarten voor verzuring en vermeting van ecosystemen in Vlaanderen. In opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij – MIRA.
- NEIRYNCK, J., DE RIDDER, K., LANGOUCHE, D., WIEDEMAN, T., KOWALSKI, A., CEULEMANS, R., MENSINK, C., ROSKAMS, P. & VAN RANST, E. (2001). Verzuring en vermetinggevoeligheid van Vlaamse bosgebieden met gemodelleerde depositiefluxen. Eindverslag VLINA 98/01, studie uitgevoerd voor rekening van de Vlaamse Gemeenschap binnen het kader van Vlaams Impulsprogramma Natuurontwikkeling in opdracht van de Vlaamse minister bevoegd voor natuurbehoud, 112 p.
- OPYDO, J., UFNALSKI, K. & OPYDO, W. (2005). Heavy metals in Polish forest stands of *Quercus robur* and *Q. petraea*. *Water, Air, and Soil Pollution*, 161, 175-192.
- RIJSDIJK, J.F. & LAMING, P.B. (1994). Physical and related properties of 145 timbers: information for practice. Dordrecht, Kluwer Academic Publishers.
- ROELANDT, B. (2001). De bosinventarisatie van het Vlaamse Gewest. Deel 3: Vegetatiekundige resultaten. Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, afdeling Bos & Groen, 215-485.
- ROSKAMS, P., SIOEN, G. & OVERLOOP, S. (1997). Meetnet voor de intensieve monitoring van het bosecosysteem in het Vlaamse Gewest: Resultaten 1991 – 1992. Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer, 191 p.
- SCHUETZE G, DE VRIES W, TIPPING E, LOFTS ST, MEILI M & GROENENBERG BJ. (2004). Mapping Critical Loads 5.5 Heavy Metals. In: ICP-Manual, UNECE-LRTAP.
- SLOOTWEG, J., HETTELINGH, J-P., POSCH, M., DUTCHAK, S. & ILYIN, I. (2005). Critical Loads of Cadmium, Lead and Mercury in Europe. Netherlands Environmental Assessment Agency, Report 259101015/2005, 145 p.
- SMOLDERS, E., DEGRYSE, F., DE BROUWERE, K., VAN DEN BRANDE, K., CORNELIS, C. & SEUNTJENS, P, 2001. Bepaling van veldgemeten verdelingsfactoren van zware metalen bij bodemverontreiniging in Vlaanderen. Samenvattende gegevens overgenomen uit een studie in opdracht van OVAM.
- STAELENS, J., NEIRYNCK, J., GENOUW, G., ROSKAMS, P., 2006. Dynamische modellering van streefbelasting verzuring, studie in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij, IBW, Geraardsbergen.
- TIPPING, E, LOFTS, S, SMITH, EJ, SHOTBOLT, L, ASHMORE, MR, SPURGEON, D, SVENDSEN, C, 2003. Information and proposed methodology for determining critical loads of cadmium and lead; a UK contribution. Background document presented at the Editorial Meeting of the Expert Panel on Critical Loads of Heavy Metals under ICP Modelling and Mapping, Paris, 9–10 April 2003. http://www.mnp.nl/cce/Images/Manual%205%20300904_tcm42-16529.pdf
- UBA, 1996. Manual on methodologies and criteria for Mapping Critical Levels/Loads and geographical areas where they are exceeded. UN/ECE Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution. Federal Environmental Agency (Umweltbundesamt), Texte 71/96, Berlin.
- UBA, 2004. Mapping Manual 2004. Manual on methodologies and criteria for modelling and mapping of Critical Loads & Levels and air pollution effects, risks and trends. UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, ICP Modelling and Mapping, UBA-Texte, Umweltbundesamt Berlin.

- VERSTRAETEN, W.W., MINAERT, M., PIETERS, M., GOESSENS, S., HUBRECHTS, L., DE SCHRIJVER, A., SAMSON, R., FEYEN, J., DECKERS, J., MUYS, B., LUST, N., LEMEUR, R., VAN SLYCKEN, J. & DEVOS, B. (2001). Kwantitatieve analyse van de verdamping van bossen in vergelijking met weide en akkerland. Eindverslag VLINA 99/06, studie uitgevoerd voor rekening van de Vlaamse Gemeenschap binnen het kader van Vlaams Impulsprogramma Natuurontwikkeling in opdracht van de Vlaamse minister bevoegd voor natuurbehoud, 196 p.
- WATMOUGH, S.A. & HUTCHINSON, T.C. (1996). Analysis of tree rings using inductively coupled plasma mass spectrometry to record fluctuations in a metal pollution episode. *Environmental Pollution*, 93(1), 93-102.
- WATMOUGH, S.A. & HUTCHINSON, T.C. (2002). Historical changes in lead concentrations in tree-rings of sycamore, oak and Scots pine in north-west England. *The Science of the Total Environment*, 293, 85-96.
- WVI, UGent, IN (2002). Systematiek van Natuurtypen voor Vlaanderen: Deel 6 Graslanden.
- ZIRLEWAGEN, D. & VON WILPERT, K. (2001). Modeling water and ion fluxes in a highly structured, mixed-species stand. *Forest Ecology and Management*, 143, 27-37.
- ZWAENEPOEL A. (1993). Beheer en typologie van wegbermvegetaties in Vlaanderen. Doctoraat Universiteit Gent, Faculteit Wetenschappen.
- ÅKERBLUM, S., MEILI, M., BRINGMARK, L. & JOHANSSON, K. (2004). Determination of the fractionation factor (ff) in forest soil describing the Hg content of organic matter in solution relative to that in solids based on field data from Sweden. Background Document on Critical Loads of Heavy Metals, UN/ECE-CLRTAP-ICP Modelling and Mapping, 6 p.

10 Bijlagen

10.1 Relatie pH bodemoplossing met gemeten pH bodem

De relatie tussen de pH van de bodemoplossing (pH_{sdw}) en de gemeten pH wordt beschreven door de volgende regressievergelijking, waarvoor verschillende coëfficiënten bestaan al naargelang de meettechniek en de bodemtextuur (Tabel 78).

$$pH_{sdw} = \alpha \cdot pH_{soil} + \beta$$

Tabel 78 Lineaire regressie van pH poriewater (bodemoplossing) op gemeten pH bodem (H₂O, CaCl₂, KCl)

Bodem	pH-Bodem	n	helling (α)	Intercept (β)	R ² adj
Zand	pH-H ₂ O	643	0,9582	-0,0246	0,78
	pH-KCl	549	0,7811	1,0950	0,81
	pH-CaCl ₂	169	0,6218	2,3270	0,26
Leem	pH-H ₂ O	122	0,9673	-0,0200	0,83
	pH-KCl	118	1,0595	0,1750	0,84
Klei	pH-H ₂ O	261	0,9311	0,5700	0,79
	pH-KCl	119	0,7125	2,5670	0,75
	pH-CaCl ₂	239	0,9910	0,9170	0,60
Veen	pH-H ₂ O	116	1,3630	-1,3340	0,81
	pH-KCl	116	1,1390	0,4850	0,86
Alle Bodems	pH-H ₂ O	1145	1,0462	-0,2847	0,84
	pH-KCl	905	0,9692	0,6233	0,80
	pH-CaCl ₂	413	0,8834	1,3170	0,49

A en β zijn significant op p > 0,999

10.2 Metaalconcentratie in de bodemoplossing

De totale kritische metaalconcentraties voor Cd en Pb in drainagewater kunnen worden afgeleid op basis van opzoektabelen. De tabellen vereisen organische stof (OM – organic matter), colloïden in suspensie (SPM – suspended particular matter en DOC – dissolved organic carbon). Een partiële CO₂ druk 15 keer groter dan deze voor lucht wordt hier verondersteld. Voor tussenliggende waarden wordt er lineair geïnterpoleerd.

Indien het organische stofpercentage in de bodemoplossing niet gekend is, moet een waarde van 15 mg.l⁻¹ verondersteld worden voor bodems met een organische stofgehalte lager dan 20%. Voor bodems met een organische stofgehalte groter of gelijk aan 20%, wordt een waarde 40 mg.l⁻¹ genomen. Indien de concentratie aan bodemdeeltjes in de bodemoplossing niet gekend is, wordt een waarde nul verondersteld. Voor pCO₂ wordt een waarde 15x atmosferedruk aangenomen indien deze niet gekend is.

Tabel 79 Opzoektabel voor de afleiding van [Cd]tot, sdw(crit)

		[Cd]tot, sdw(crit) (mg.m-3) = [Cd]dis, sdw(crit) (mg.m-3) bij SPM=0										
OM	SPM	DOC	pH	pH	pH	pH	pH	pH	pH	pH	pH	pH
%dw	mg.l ⁻¹	mg.l ⁻¹	3,5	4	4,5	5	5,5	6	6,5	7	7,5	8
10	0	0	4,04	2,79	1,92	1,34	0,94	0,68	0,51	0,43	0,47	0,75
10	0	5	4,04	2,8	1,93	1,38	1,04	1,08	0,91	0,66	0,61	0,8
10	0	15	4,04	2,81	1,97	1,47	1,23	1,83	1,68	1,13	0,88	0,91
10	0	50	4,05	2,86	2,12	1,8	1,89	4,08	4,03	2,74	1,85	1,3
10	0	100	4,07	2,94	2,36	2,29	2,8	6,76	6,86	4,94	3,22	1,85
10	50	0	4,06	2,82	1,95	1,38	1	0,76	0,61	0,57	0,67	1,02
10	50	5	4,06	2,82	1,96	1,42	1,1	1,16	1,02	0,81	0,8	1,07
10	50	15	4,06	2,84	2	1,51	1,29	1,91	1,79	1,28	1,08	1,18
10	50	50	4,07	2,89	2,15	1,85	1,94	4,15	4,14	2,88	2,05	1,57
10	50	100	4,08	2,96	2,39	2,33	2,85	6,84	6,97	5,08	3,42	2,12
50	0	0	3,98	2,74	1,91	1,34	0,94	0,68	0,51	0,43	0,47	0,75
50	0	5	4,02	2,81	2,02	1,52	1,26	1,09	0,91	0,66	0,61	0,8
50	0	15	4,11	2,94	2,24	1,89	1,85	1,86	1,68	1,13	0,88	0,91
50	0	50	4,45	3,48	3,01	3,06	3,69	4,16	4,03	2,74	1,85	1,3
50	0	100	5,06	4,29	4,07	4,59	5,96	6,89	6,86	4,94	3,22	1,85
50	50	0	4,03	2,81	2	1,45	1,11	0,9	0,81	0,84	1,03	1,51
50	50	5	4,07	2,87	2,1	1,64	1,42	1,31	1,21	1,08	1,17	1,57
50	50	15	4,16	3	2,32	2,01	2,01	2,08	1,98	1,54	1,44	1,68
50	50	50	4,5	3,54	3,09	3,18	3,85	4,38	4,33	3,15	2,41	2,06
50	50	100	5,11	4,35	4,16	4,71	6,12	7,11	7,16	5,35	3,78	2,61

Bron: Mapping Manual Revision Chapter 5.5, modelberekeningen gebaseerd op Tipping et al. (2003)

Tabel 80 Opzoektabel voor de afleiding van [Pb]tot, sdw(crit)

		[Pb]tot, sdw(crit) (mg.m-3) = [Pb]dis, sdw(crit) (mg.m-3) bij SPM=0										
OM	SPM	DOC	pH	pH	pH	pH	pH	pH	pH	pH	pH	pH
%dw	mg.l ⁻¹	mg.l ⁻¹	3,5	4	4,5	5	5,5	6	6,5	7	7,5	8
10	0	0	34,72	11,41	3,83	1,32	0,46	0,17	0,08	0,09	0,23	0,72
10	0	5	34,8	11,55	4,02	1,57	0,77	0,86	1,12	1,29	1,36	1,64
10	0	15	34,96	11,83	4,42	2,09	1,38	2,18	3,16	3,67	3,61	3,47
10	0	50	35,52	12,82	5,83	3,92	3,42	6,25	10,04	11,87	11,47	9,89
10	0	100	36,33	14,25	7,92	6,51	6,21	11,39	19,36	23,3	22,68	19,07
10	50	0	37,33	14,5	7,43	5,53	5,41	5,98	6,88	8,08	9,6	11,71
10	50	5	37,41	14,64	7,62	5,79	5,72	6,66	7,92	9,27	10,73	12,63
10	50	15	37,57	14,92	8,02	6,31	6,33	7,98	9,97	11,66	12,98	14,46
10	50	50	38,13	15,91	9,43	8,14	8,37	12,05	16,84	19,86	20,84	20,89
10	50	100	38,94	17,34	11,52	10,74	11,16	17,19	26,17	31,29	32,05	30,06
50	0	0	32,85	11,08	3,8	1,31	0,46	0,17	0,08	0,09	0,23	0,72
50	0	5	34,36	12,59	5,32	2,74	1,63	0,89	1,12	1,29	1,36	1,64
50	0	15	37,41	15,65	8,37	5,51	3,8	2,25	3,16	3,67	3,61	3,47
50	0	50	48,44	26,65	18,69	14,44	10,52	6,45	10,04	11,87	11,47	9,89
50	0	100	65,13	42,22	32,86	26,13	18,94	11,76	19,36	23,3	22,68	19,07
50	50	0	39,22	18,51	12,51	11,53	12,45	14,27	16,57	19,45	22,94	27,36
50	50	5	40,73	20,03	14,03	12,96	13,63	14,95	17,61	20,64	24,06	28,27
50	50	15	43,78	23,08	17,07	15,74	15,78	16,3	19,66	23,03	26,31	30,11
50	50	50	54,8	34,07	27,42	24,65	22,51	20,51	26,54	31,24	34,18	36,53
50	50	100	71,49	49,66	41,61	36,34	30,92	25,82	35,86	42,66	45,38	45,7

Bron: Mapping Manual Revision Chapter 5.5, modelberekeningen gebaseerd op Tipping et al. (2003)

10.3 Berekening van de kritische totale concentratie van Pb en Cd

Berekening van de kritische totale concentratie van Pb en Cd in het drainagewater dat uitspoelt uit de volledig bewortelde bodemlaag, met het oog op ecotoxicologische effecten: $[Pb]_{tot, sdw(crit)}$ en $[Cd]_{tot, sdw(crit)}$ ($mg \cdot m^{-3}$), samengevat per hoofdboomsoort en bodemtextuur. De berekening gebeurde op basis van bodemgegevens in alle geselecteerde receptoren (HIBBOD + Level I en II plots).

Tabel 81 $[Pb]_{tot, sdw(crit)}$ met het oog op ecotoxicologische effecten ($mg \cdot m^{-3}$) per hoofdboomsoort en bodemtextuur

	Zand (Z + S)	Zandleem (P + L)	Leem (A)	Klei (E + U)
Beuk	14,89	13,38	11,05	3,10
Eik/ Am.eik	11,92	11,36	4,90	3,95
Populier	3,18	4,83	4,11	3,32
Ander loof/ mengingen	9,29	9,05	8,13	3,57
Lork	6,51	5,03	8,55	3,58
Gewone den	10,49	9,99	8,09	4,83
Zwarte den	8,54	6,26	8,33	3,58
Fijnspar	5,61	7,57	6,36	3,58
Douglas	7,98	4,60	6,78	3,58
Ander naald/ mengingen	8,31	5,03	8,46	3,58

Tabel 82 $[Cd]_{tot, sdw(crit)}$ met het oog op ecotoxicologische effecten ($mg \cdot m^{-3}$) per hoofdboomsoort en bodemtextuur

	Zand (Z + S)	Zandleem (P + L)	Leem (A)	Klei (E + U)
Beuk	2,81	2,80	2,58	1,84
Eik/ Am.eik	2,59	2,57	1,93	1,86
Populier	1,74	1,92	1,72	1,64
Ander loof/ mengingen	2,33	2,32	2,25	1,75
Lork	2,12	2,39	2,43	1,86
Gewone den	2,47	2,47	2,36	2,02
Zwarte den	2,30	2,82	2,35	1,86
Fijnspar	2,02	2,26	2,11	1,86
Douglas	2,36	1,96		1,86
Ander naald/ mengingen	2,36	1,98	2,15	1,86

10.4 Resultaten van de Tukey-test

Resultaten van de Tukey-test: meervoudige vergelijking van de gemiddelde kritische lasten tussen de verschillende bostypes onderling. De gemiddelden zijn gebaseerd op de berekende kritische lasten (bospercelen mét receptor) en de indicatieve kritische lasten (bospercelen zónder receptor) over gans Vlaanderen. De bostypes worden gesymboliseerd door een code:

- 1 = Beuk
- 2 = Eiken en Amerikaanse eik
- 3 = Populier
- 4 = Andere loofboomsoorten of mengingen
- 5 = Lork
- 6 = Gewone den
- 7 = Zwarte den
- 8 = Fijnspar
- 9 = Douglas
- 10 = Andere naaldboomsoorten of mengingen

10.4.1 Kritische last voor Pb met het oog op ecotoxicologische effecten in de volledig bewortelde bodemlaag

*** One-Way ANOVA for data in Pb.ecotox by bms ***

Call:

```
aov(formula = structure(.Data = Pb.ecotox ~ bms, class = "formula"), data = ANOVAs)
```

Terms:

	bms	Residuals
Sum of Squares	5091472	1278785
Deg. of Freedom	9	94119

Residual standard error: 3.68604
Estimated effects may be unbalanced

	Df	Sum of Sq	Mean Sq	F Value	Pr(F)
bms	9	5091472	565719.1	41637.12	0
Residuals	94119	1278785	13.6		

95 % simultaneous confidence intervals for specified linear combinations, by the Tukey method

critical point: 3.1638000000000002
response variable: Pb.ecotox

intervals excluding 0 are flagged by '****'

	Estimate	Std.Error	Lower Bound	Upper Bound	
1-2	-8.580	0.0879	-8.850	-8.3000	****
1-3	8.760	0.0817	8.500	9.0200	****
1-4	-2.980	0.0805	-3.240	-2.7300	****
1-5	14.200	0.1030	13.900	14.6000	****
1-6	-8.800	0.0823	-9.060	-8.5400	****
1-7	2.630	0.0900	2.350	2.9200	****
1-8	10.900	0.0945	10.600	11.2000	****
1-9	-9.400	0.1770	-9.960	-8.8400	****
1-10	5.230	0.1020	4.910	5.5500	****
2-3	17.300	0.0489	17.200	17.5000	****
2-4	5.590	0.0470	5.450	5.7400	****
2-5	22.800	0.0794	22.600	23.1000	****

2-6	-0.223	0.0499	-0.381	-0.0650	****
2-7	11.200	0.0618	11.000	11.4000	****
2-8	19.500	0.0683	19.200	19.7000	****
2-9	-0.829	0.1650	-1.350	-0.3070	****
2-10	13.800	0.0786	13.600	14.1000	****
3-4	-11.700	0.0339	-11.800	-11.6000	****
3-5	5.490	0.0724	5.260	5.7200	****
3-6	-17.600	0.0378	-17.700	-17.4000	****
3-7	-6.120	0.0525	-6.290	-5.9600	****
3-8	2.130	0.0600	1.940	2.3200	****
3-9	-18.200	0.1620	-18.700	-17.6000	****
3-10	-3.530	0.0715	-3.750	-3.3000	****
4-5	17.200	0.0711	17.000	17.5000	****
4-6	-5.820	0.0353	-5.930	-5.7100	****
4-7	5.610	0.0508	5.450	5.7700	****
4-8	13.900	0.0585	13.700	14.1000	****
4-9	-6.420	0.1610	-6.930	-5.9100	****
4-10	8.210	0.0702	7.990	8.4300	****
5-6	-23.000	0.0731	-23.300	-22.8000	****
5-7	-11.600	0.0817	-11.900	-11.4000	****
5-8	-3.360	0.0867	-3.630	-3.0800	****
5-9	-23.700	0.1730	-24.200	-23.1000	****
5-10	-9.020	0.0950	-9.320	-8.7200	****
6-7	11.400	0.0535	11.300	11.6000	****
6-8	19.700	0.0608	19.500	19.9000	****
6-9	-0.606	0.1620	-1.120	-0.0936	****
6-10	14.000	0.0722	13.800	14.3000	****
7-8	8.260	0.0709	8.030	8.4800	****
7-9	-12.000	0.1660	-12.600	-11.5000	****
7-10	2.600	0.0809	2.340	2.8500	****
8-9	-20.300	0.1680	-20.800	-19.8000	****
8-10	-5.660	0.0859	-5.930	-5.3900	****
9-10	14.600	0.1730	14.100	15.2000	****

10.4.2 Kritische last voor Cd met het oog op ecotoxicologische effecten in de volledig bewortelde bodemlaag

*** One-Way ANOVA for data in Cd.ecotox by bms ***

Call:

```
aov(formula = structure(.Data = Cd.ecotox ~ bms, class = "formula"), data = ANOVAs)
```

Terms:

	bms	Residuals
Sum of Squares	170693.7	34632.5
Deg. of Freedom	9	94119

Residual standard error: 0.6066013
Estimated effects may be unbalanced

	Df	Sum of Sq	Mean Sq	F Value	Pr(F)
bms	9	170693.7	18965.97	51542.83	0
Residuals	94119	34632.5	0.37		

95 % simultaneous confidence intervals for specified linear combinations, by the Tukey method

critical point: 3.163800000000002
response variable: Cd.ecotox

intervals excluding 0 are flagged by '****'

	Estimate	Std.Error	Lower Bound	Upper Bound	
1-2	-4.6600	0.01450	-4.700	-4.6100	****
1-3	-0.3140	0.01340	-0.357	-0.2720	****
1-4	-2.2700	0.01330	-2.320	-2.2300	****
1-5	0.4220	0.01690	0.368	0.4750	****
1-6	-2.7500	0.01350	-2.790	-2.7000	****
1-7	-2.3700	0.01480	-2.420	-2.3200	****
1-8	-0.1090	0.01560	-0.159	-0.0602	****
1-9	-0.4450	0.02920	-0.537	-0.3520	****
1-10	-1.1600	0.01680	-1.210	-1.1000	****
2-3	4.3400	0.00805	4.320	4.3700	****
2-4	2.3900	0.00774	2.360	2.4100	****
2-5	5.0800	0.01310	5.040	5.1200	****
2-6	1.9100	0.00822	1.890	1.9400	****
2-7	2.2900	0.01020	2.260	2.3200	****
2-8	4.5500	0.01120	4.510	4.5800	****
2-9	4.2100	0.02710	4.130	4.3000	****
2-10	3.5000	0.01290	3.460	3.5400	****
3-4	-1.9600	0.00558	-1.980	-1.9400	****
3-5	0.7360	0.01190	0.698	0.7740	****
3-6	-2.4300	0.00623	-2.450	-2.4100	****
3-7	-2.0500	0.00865	-2.080	-2.0300	****
3-8	0.2050	0.00988	0.174	0.2360	****
3-9	-0.1300	0.02660	-0.214	-0.0462	****
3-10	-0.8410	0.01180	-0.878	-0.8040	****
4-5	2.7000	0.01170	2.660	2.7300	****
4-6	-0.4720	0.00581	-0.490	-0.4530	****
4-7	-0.0951	0.00835	-0.122	-0.0687	****
4-8	2.1600	0.00962	2.130	2.1900	****
4-9	1.8300	0.02650	1.740	1.9100	****
4-10	1.1200	0.01160	1.080	1.1500	****
5-6	-3.1700	0.01200	-3.200	-3.1300	****
5-7	-2.7900	0.01340	-2.830	-2.7500	****
5-8	-0.5310	0.01430	-0.576	-0.4860	****
5-9	-0.8660	0.02850	-0.957	-0.7760	****
5-10	-1.5800	0.01560	-1.630	-1.5300	****
6-7	0.3760	0.00880	0.349	0.4040	****
6-8	2.6400	0.01000	2.600	2.6700	****
6-9	2.3000	0.02660	2.220	2.3800	****
6-10	1.5900	0.01190	1.550	1.6300	****
7-8	2.2600	0.01170	2.220	2.3000	****
7-9	1.9200	0.02730	1.840	2.0100	****
7-10	1.2100	0.01330	1.170	1.2600	****
8-9	-0.3350	0.02770	-0.423	-0.2480	****
8-10	-1.0500	0.01410	-1.090	-1.0000	****
9-10	-0.7110	0.02850	-0.801	-0.6210	****

10.4.3 Kritische last voor Hg met het oog op ecotoxicologische effecten in de boshumuslaag

*** One-Way ANOVA for data in Hg.ecotox by bms ***

Call:

```
aov(formula = structure(.Data = Hg.ecotox ~ bms, class = "formula"), data = ANOVAs)
```

Terms:

	bms	Residuals
Sum of Squares	41.61800	7.70396
Deg. of Freedom	9	94119

Residual standard error: 0.009047287
Estimated effects may be unbalanced

```

          Df Sum of Sq Mean Sq F Value Pr(F)
bms      9  41.61800  4.624222 56493.95    0
Residuals 94119    7.70396  0.000082
    
```

95 % simultaneous confidence intervals for specified linear combinations, by the Tukey method

critical point: 3.1638000000000002
 response variable: Hg.ecotox

intervals excluding 0 are flagged by '****'

	Estimate	Std.Error	Lower Bound	Upper Bound	
1-2	-0.01750	0.0002160	-0.018200	-0.01680	****
1-3	-0.04550	0.0002000	-0.046200	-0.04490	****
1-4	-0.02690	0.0001980	-0.027500	-0.02630	****
1-5	-0.01290	0.0002520	-0.013700	-0.01210	****
1-6	-0.02500	0.0002020	-0.025600	-0.02440	****
1-7	-0.08190	0.0002210	-0.082600	-0.08120	****
1-8	0.02440	0.0002320	0.023600	0.02510	****
1-9	-0.02360	0.0004350	-0.025000	-0.02220	****
1-10	-0.01480	0.0002510	-0.015600	-0.01400	****
2-3	-0.02810	0.0001200	-0.028400	-0.02770	****
2-4	-0.00940	0.0001150	-0.009760	-0.00903	****
2-5	0.00459	0.0001950	0.003980	0.00521	****
2-6	-0.00752	0.0001230	-0.007910	-0.00714	****
2-7	-0.06440	0.0001520	-0.064900	-0.06390	****
2-8	0.04190	0.0001680	0.041300	0.04240	****
2-9	-0.00613	0.0004050	-0.007410	-0.00485	****
2-10	0.00271	0.0001930	0.002100	0.00332	****
3-4	0.01870	0.0000832	0.018400	0.01890	****
3-5	0.03270	0.0001780	0.032100	0.03320	****
3-6	0.02050	0.0000929	0.020200	0.02080	****
3-7	-0.03630	0.0001290	-0.036700	-0.03590	****
3-8	0.06990	0.0001470	0.069400	0.07040	****
3-9	0.02190	0.0003970	0.020700	0.02320	****
3-10	0.03080	0.0001750	0.030200	0.03130	****
4-5	0.01400	0.0001750	0.013400	0.01450	****
4-6	0.00187	0.0000867	0.001600	0.00215	****
4-7	-0.05500	0.0001250	-0.055400	-0.05460	****
4-8	0.05130	0.0001430	0.050800	0.05170	****
4-9	0.00327	0.0003950	0.002020	0.00452	****
4-10	0.01210	0.0001720	0.011600	0.01270	****
5-6	-0.01210	0.0001790	-0.012700	-0.01150	****
5-7	-0.06900	0.0002000	-0.069600	-0.06830	****
5-8	0.03730	0.0002130	0.036600	0.03790	****
5-9	-0.01070	0.0004250	-0.012100	-0.00937	****
5-10	-0.00188	0.0002330	-0.002620	-0.00114	****
6-7	-0.05690	0.0001310	-0.057300	-0.05640	****
6-8	0.04940	0.0001490	0.048900	0.04980	****
6-9	0.00140	0.0003970	0.000141	0.00266	****
6-10	0.01020	0.0001770	0.009680	0.01080	****
7-8	0.10600	0.0001740	0.106000	0.10700	****
7-9	0.05820	0.0004070	0.057000	0.05950	****
7-10	0.06710	0.0001980	0.066500	0.06770	****
8-9	-0.04800	0.0004130	-0.049300	-0.04670	****
8-10	-0.03910	0.0002110	-0.039800	-0.03850	****
9-10	0.00884	0.0004240	0.007500	0.01020	****

10.4.4 Kritische last voor Pb met het oog op menselijke gezondheidseffecten bij inname als drinkwater

*** One-Way ANOVA for data in Pb.grwater by bms ***

Call:

```
aov(formula = structure(.Data = Pb.grwater ~ bms, class = "formula"), data = ANOVAs)
```

Terms:

	bms	Residuals
Sum of Squares	1510056	564577
Deg. of Freedom	9	94119

Residual standard error: 2.449192
Estimated effects may be unbalanced

	Df	Sum of Sq	Mean Sq	F Value	Pr(>F)
bms	9	1510056	167784	27970.79	0
Residuals	94119	564577	6		

95 % simultaneous confidence intervals for specified linear combinations, by the Tukey method

critical point: 3.163800000000002

response variable: Pb.grwater

intervals excluding 0 are flagged by '****'

	Estimate	Std.Error	Lower Bound	Upper Bound	
1-2	-10.400	0.0584	-10.500	-10.200	****
1-3	-12.000	0.0543	-12.200	-11.800	****
1-4	-11.700	0.0535	-11.900	-11.600	****
1-5	0.992	0.0683	0.776	1.210	****
1-6	-13.900	0.0547	-14.100	-13.800	****
1-7	-7.730	0.0598	-7.920	-7.540	****
1-8	-1.600	0.0628	-1.790	-1.400	****
1-9	-20.800	0.1180	-21.200	-20.400	****
1-10	-4.900	0.0679	-5.110	-4.680	****
2-3	-1.660	0.0325	-1.760	-1.550	****
2-4	-1.380	0.0312	-1.480	-1.280	****
2-5	11.300	0.0528	11.200	11.500	****
2-6	-3.580	0.0332	-3.690	-3.480	****
2-7	2.620	0.0411	2.490	2.750	****
2-8	8.760	0.0454	8.620	8.900	****
2-9	-10.400	0.1100	-10.800	-10.100	****
2-10	5.460	0.0522	5.290	5.620	****
3-4	0.278	0.0225	0.206	0.349	****
3-5	13.000	0.0481	12.900	13.200	****
3-6	-1.930	0.0251	-2.010	-1.850	****
3-7	4.280	0.0349	4.170	4.390	****
3-8	10.400	0.0399	10.300	10.500	****
3-9	-8.770	0.1070	-9.110	-8.430	****
3-10	7.110	0.0475	6.960	7.260	****
4-5	12.700	0.0473	12.600	12.900	****
4-6	-2.200	0.0235	-2.280	-2.130	****
4-7	4.000	0.0337	3.900	4.110	****
4-8	10.100	0.0388	10.000	10.300	****
4-9	-9.050	0.1070	-9.390	-8.710	****
4-10	6.840	0.0466	6.690	6.980	****
5-6	-14.900	0.0486	-15.100	-14.800	****
5-7	-8.720	0.0543	-8.900	-8.550	****
5-8	-2.590	0.0576	-2.770	-2.410	****
5-9	-21.800	0.1150	-22.100	-21.400	****
5-10	-5.890	0.0631	-6.090	-5.690	****

6-7	6.210	0.0355	6.090	6.320	****
6-8	12.300	0.0404	12.200	12.500	****
6-9	-6.850	0.1080	-7.190	-6.510	****
6-10	9.040	0.0480	8.890	9.190	****
7-8	6.140	0.0471	5.990	6.290	****
7-9	-13.100	0.1100	-13.400	-12.700	****
7-10	2.830	0.0537	2.660	3.000	****
8-9	-19.200	0.1120	-19.500	-18.800	****
8-10	-3.300	0.0571	-3.480	-3.120	****
9-10	15.900	0.1150	15.500	16.200	****

10.4.5 Kritische last voor Cd met het oog op menselijke gezondheidseffecten bij inname als drinkwater

*** One-Way ANOVA for data in Cd.grwater by bms ***

Call:

```
aov(formula = structure(.Data = Cd.grwater ~ bms, class = "formula"), data = ANOVAs)
```

Terms:

	bms	Residuals
Sum of Squares	131246.1	50810.9
Deg. of Freedom	9	94119

Residual standard error: 0.7347501
Estimated effects may be unbalanced

	Df	Sum of Sq	Mean Sq	F Value	Pr(F)
bms	9	131246.1	14582.89	27012.48	0
Residuals	94119	50810.9	0.54		

95 % simultaneous confidence intervals for specified linear combinations, by the Tukey method

critical point: 3.163800000000002
response variable: Cd.grwater

intervals excluding 0 are flagged by '****'

	Estimate	Std.Error	Lower Bound	Upper Bound	
1-2	-5.5100	0.01750	-5.5600	-5.450	****
1-3	-2.7300	0.01630	-2.7900	-2.680	****
1-4	-3.7700	0.01600	-3.8200	-3.720	****
1-5	-0.7820	0.02050	-0.8470	-0.717	****
1-6	-3.9400	0.01640	-3.9900	-3.890	****
1-7	-3.7000	0.01790	-3.7500	-3.640	****
1-8	-1.1200	0.01880	-1.1800	-1.060	****
1-9	-1.4200	0.03530	-1.5300	-1.310	****
1-10	-2.0600	0.02040	-2.1200	-2.000	****
2-3	2.7700	0.00976	2.7400	2.800	****
2-4	1.7400	0.00937	1.7100	1.770	****
2-5	4.7200	0.01580	4.6700	4.770	****
2-6	1.5600	0.00995	1.5300	1.600	****
2-7	1.8100	0.01230	1.7700	1.850	****
2-8	4.3900	0.01360	4.3400	4.430	****
2-9	4.0900	0.03290	3.9800	4.190	****
2-10	3.4400	0.01570	3.4000	3.490	****
3-4	-1.0300	0.00676	-1.0500	-1.010	****
3-5	1.9500	0.01440	1.9100	2.000	****
3-6	-1.2100	0.00754	-1.2300	-1.180	****
3-7	-0.9640	0.01050	-0.9970	-0.931	****
3-8	1.6200	0.01200	1.5800	1.650	****
3-9	1.3200	0.03220	1.2100	1.420	****

3-10	0.6730	0.01430	0.6280	0.718	****
4-5	2.9800	0.01420	2.9400	3.030	****
4-6	-0.1750	0.00704	-0.1980	-0.153	****
4-7	0.0689	0.01010	0.0369	0.101	****
4-8	2.6500	0.01170	2.6100	2.690	****
4-9	2.3500	0.03210	2.2500	2.450	****
4-10	1.7100	0.01400	1.6600	1.750	****
5-6	-3.1600	0.01460	-3.2100	-3.110	****
5-7	-2.9200	0.01630	-2.9700	-2.860	****
5-8	-0.3350	0.01730	-0.3900	-0.281	****
5-9	-0.6360	0.03450	-0.7450	-0.527	****
5-10	-1.2800	0.01890	-1.3400	-1.220	****
6-7	0.2440	0.01070	0.2100	0.278	****
6-8	2.8200	0.01210	2.7900	2.860	****
6-9	2.5200	0.03230	2.4200	2.630	****
6-10	1.8800	0.01440	1.8400	1.930	****
7-8	2.5800	0.01410	2.5400	2.620	****
7-9	2.2800	0.03310	2.1700	2.380	****
7-10	1.6400	0.01610	1.5900	1.690	****
8-9	-0.3010	0.03360	-0.4070	-0.194	****
8-10	-0.9430	0.01710	-0.9970	-0.889	****
9-10	-0.6420	0.03450	-0.7510	-0.533	****

10.4.6 Kritische last voor Hg met het oog op menselijke gezondheidseffecten bij inname als drinkwater

*** One-Way ANOVA for data in Hg.grwater by bms ***

Call:

```
aov(formula = structure(.Data = Hg.grwater ~ bms, class = "formula"), data = ANOVAs)
```

Terms:

	bms	Residuals
Sum of Squares	14836.50	5648.79
Deg. of Freedom	9	94119

Residual standard error: 0.2449848
Estimated effects may be unbalanced

	Df	Sum of Sq	Mean Sq	F Value	Pr(F)
bms	9	14836.50	1648.50	27466.96	0
Residuals	94119	5648.79	0.06		

95 % simultaneous confidence intervals for specified linear combinations, by the Tukey method

critical point: 3.163800000000002
response variable: Hg.grwater

intervals excluding 0 are flagged by '****'

	Estimate	Std.Error	Lower Bound	Upper Bound	
1-2	-1.10000	0.00584	-1.1200	-1.0800000	****
1-3	-0.65800	0.00543	-0.6760	-0.6410000	****
1-4	-1.03000	0.00535	-1.0400	-1.0100000	****
1-5	-0.18400	0.00684	-0.2060	-0.1620000	****
1-6	-1.22000	0.00547	-1.2300	-1.2000000	****
1-7	-0.85500	0.00598	-0.8740	-0.8360000	****
1-8	0.28100	0.00628	0.2610	0.3010000	****
1-9	-0.20300	0.01180	-0.2400	-0.1650000	****
1-10	-0.20400	0.00679	-0.2250	-0.1820000	****

2-3	0.44500	0.00325	0.4340	0.4550000	****
2-4	0.07630	0.00312	0.0664	0.0862000	****
2-5	0.91900	0.00528	0.9020	0.9360000	****
2-6	-0.11200	0.00332	-0.1230	-0.1020000	****
2-7	0.24800	0.00411	0.2350	0.2610000	****
2-8	1.38000	0.00454	1.3700	1.4000000	****
2-9	0.90000	0.01100	0.8660	0.9350000	****
2-10	0.89900	0.00522	0.8830	0.9160000	****
3-4	-0.36800	0.00225	-0.3750	-0.3610000	****
3-5	0.47500	0.00481	0.4590	0.4900000	****
3-6	-0.55700	0.00252	-0.5650	-0.5490000	****
3-7	-0.19700	0.00349	-0.2080	-0.1860000	****
3-8	0.93900	0.00399	0.9270	0.9520000	****
3-9	0.45600	0.01070	0.4220	0.4900000	****
3-10	0.45500	0.00475	0.4400	0.4700000	****
4-5	0.84300	0.00473	0.8280	0.8580000	****
4-6	-0.18900	0.00235	-0.1960	-0.1810000	****
4-7	0.17200	0.00337	0.1610	0.1820000	****
4-8	1.31000	0.00389	1.3000	1.3200000	****
4-9	0.82400	0.01070	0.7900	0.8580000	****
4-10	0.82300	0.00466	0.8080	0.8380000	****
5-6	-1.03000	0.00486	-1.0500	-1.0200000	****
5-7	-0.67100	0.00543	-0.6880	-0.6540000	****
5-8	0.46500	0.00576	0.4470	0.4830000	****
5-9	-0.01880	0.01150	-0.0552	0.0177000	
5-10	-0.01990	0.00631	-0.0399	0.0000509	
6-7	0.36000	0.00355	0.3490	0.3720000	****
6-8	1.50000	0.00404	1.4800	1.5100000	****
6-9	1.01000	0.01080	0.9790	1.0500000	****
6-10	1.01000	0.00480	0.9960	1.0300000	****
7-8	1.14000	0.00471	1.1200	1.1500000	****
7-9	0.65200	0.01100	0.6180	0.6870000	****
7-10	0.65100	0.00537	0.6340	0.6680000	****
8-9	-0.48400	0.01120	-0.5190	-0.4480000	****
8-10	-0.48500	0.00571	-0.5030	-0.4670000	****
9-10	-0.00115	0.01150	-0.0375	0.0352000	