



Bodem-plant transfer van radioactief cesium-137

Transfer naar spinazie en radijzen

Bachelor in de chemie
Afstudeerrichting: Biochemie

Boris Gilis

Academiejaar 2018-2019
Campus Geel, Kleinhoefstraat 4, BE-2440 Geel

VOORWOORD

Met deze bachelor proef wordt mijn studie in de richting biochemie afgerond. Ik wil enkele personen bedanken om dit eindwerk en de stage in goede banen te laten lopen.

Allereerst wil ik Lieve Sweeck bedanken om mij de kans te geven om deze zeer interessante stage bij BIS uit te voeren. Bij haar kon ik altijd terecht met theoretische vragen en zij heeft ondanks haar drukke agenda mijn eindwerk steeds nagekeken. Als tweede wil ik May Van Hees bedanken om mij zeer goed praktisch te begeleiden en voor de goede sfeer in het labo. Zij heeft steeds mijn praktische vragen beantwoord en mij geholpen bij de verwerking van mijn resultaten. Als derde wil ik mijn stagementor van de school, Kristien Schoone, bedanken om ook dit eindwerk na te lezen, en voor mij te helpen met mijn vele vragen.

Ook wil ik nog de afdeling BIS bedanken voor de goede sfeer. De afgelopen maanden waren een heel fijne periode. Ik heb me erg hard geamuseerd en ik heb zeer veel bijgeleerd. Als laatste wil ik nog het SCK•CEN bedanken voor de mogelijkheid om deze interessante stage te kunnen uitvoeren.

SAMENVATTING

In dit onderzoek wordt er gekeken naar de opname van radioactief cesium door spinazie en radijzen in functie van de bodem waarop ze zijn gegroeid. Dit wordt uitgevoerd om hiermee een wiskundig model te kunnen opstellen om de transfer van radioactief cesium naar planten te kunnen voorspellen en zo de impact van nucleaire rampen op de mens te kunnen inschatten.

Om de bodems te karakteriseren worden verschillende relevante bodemparameters bepaald. In dit onderzoek wordt er gewerkt met 20 bodems van verschillende klimaatzones. De bodemparameters die in dit onderzoek worden onderzocht zijn de kationenuitwisselingscapaciteit (CEC), de radiocesium interceptie potentiaal (RIP) en het gehalte aan uitwisselbaar kalium in de bodem. Naast de bodemparameters wordt ook de transferfactor (TF) bepaald voor het radiocesium naar spinazie en radijzen.

De eerste parameter die wordt bepaald is de CEC. Dit wordt gedaan volgens de zilver thioureum methode. De CEC-waarden van de verschillende bodems liggen in dezelfde grootteorde maar variëren toch licht met elkaar. De tweede bodemparameter die wordt bepaald is de RIP. Deze wordt bepaald met behulp van een standaardmethode van het SCK, gebruikmakende van dialysemembraan zakjes. Deze waarden variëren onderling zeer sterk. De laatste bodemparameter is het gehalte van uitwisselbaar kalium aanwezig in de bodems. Dit wordt uitgevoerd met behulp van een ammoniumacetaat extractie. Het uitwisselbaar kaliumgehalte van de verschillende bodems varieert slechts lichtjes doorheen de bodemstalen genomen voor en na de verschillende plantexperimenten.

Als laatste wordt de transferfactor bepaald. Dit wordt uitgevoerd door de spinazie en radijzen te groeien op radioactief besmette grond. De verschillende transferfactoren van spinazie variëren enorm, waarbij er een verschil van enkele grootteordes aanwezig is. De transferfactoren van de radijzen variëren eveneens enorm. Deze liggen over het algemeen echter hoger dan de transferfactoren van de spinazie. Bij de radijzen ligt over het algemeen de transferfactor van het blad hoger dan de transferfactor van de knol.

Uit het onderzoek blijkt dat er geen rechtstreeks verband kan gevonden worden tussen de transferfactor en de onderzochte bodemparameters. Enkel tussen de CEC en TF lijkt een dalend verband aanwezig te zijn. De TF wordt waarschijnlijk door te veel bodemparameters beïnvloed om een rechtstreekse correlatie met elke parameter afzonderlijk te vinden. Ook zal het kleimineraal type een belangrijke rol spelen hierin, dit kan in een verder onderzoek nog bepaald worden.

ABSTRACT

This research is focused on the uptake of radioactive caesium by spinach and radishes in function of the soil they are grown on. This experiment is performed to construct a mathematical model with the ability to predict the transfer of radioactive caesium to plants and estimate the effects of a nuclear disaster on humanity.

To characterize the soils, multiple relevant soil parameters are evaluated. In this experiment, 20 soils from varying climate zones are used. The soil parameters that are determined in this research are the cation exchange capacity (CEC), the radiocaesium interception potential (RIP) and the amount of exchangeable potassium in the soil. The second thing determined in this research is the transferfactor for radiocesium to spinach and radishes.

The first parameter determined is the CEC. This is performed according to the silver thiourea method. The results of the CEC for the different soils are in the same order of magnitude. There is however a slight difference between the different soils. The second soil parameter determined is the RIP. This is measured using a standard protocol from the SCK, using dialysis membrane bags. These results vary considerably between different soils. The last soil parameter is the amount of exchangeable potassium present in the soil. This is performed using an ammonium acetate extraction. The amount of exchangeable potassium present in the different soils varies only slightly throughout the soil samples taken before and after the different plant experiments.

Lastly the transferfactor is determined. This is performed by growing radish and spinach on soil contaminated with radioactive nuclides. The results of the transferfactors of spinach on different soils vary considerably, often multiple orders of magnitude. The transferfactors of the radish vary considerably as well. They are however for most samples higher than those of spinach. The leaves of the radish have in general a higher transferfactor than the roots of the radish.

The results appear to show no direct link between the transferfactor and the determined soil parameters. There does however seem to be a declining connection between the CEC and TF. The TF is most likely determined by too many soil parameters for there to be any direct correlation with each parameter separately. The clay mineralogy of the different soils will also greatly influence this, this can be determined in a future experiment.

INHOUDSTAFEL

VOORWOORD	2
SAMENVATTING	3
ABSTRACT	4
INHOUDSTAFEL	5
LIJST VAN ILLUSTRATIES	7
LIJST VAN AFKORTINGEN	8
INLEIDING	9
1 RADIOACTIVITEIT	10
1.1 Ioniserende straling	10
1.2 Radioactief verval	10
1.3 Soorten straling	10
1.3.1 Alfa Straling	10
1.3.2 Bèta Straling	11
1.3.3 Gammastraling	12
1.3.4 Neutronenstraling	12
1.4 Bronnen van radioactiviteit	13
1.4.1 Natuurlijke bronnen.....	13
1.4.2 Kunstmatige bronnen	13
1.5 Radiocesium	13
2 STRUCTUUR VAN BODEM	15
2.1 Algemene structuur	15
2.2 Klei	15
3 KATIONENUITWISSELINGSCAPACITEIT	17
4 RADIOCESIUM INTERCEPTIE POTENTIAL	18
4.1 Verdelingscoëfficiënt K_d	18
4.2 Radiocesium interceptie potentiaal	18
5 TRANSFERFACTOR	20
6 EXPERIMENTEN	21
6.1 Bodemstalen	21
6.2 Bepaling kationenuitwisselingscapaciteit	22
6.2.1 Methode	22
6.2.2 Proefopzet.....	22
6.2.3 Resultaten.....	23
6.3 Bepaling radiocesium interceptie potentiaal	25
6.3.1 Methode	25
6.3.2 Proefopzet.....	25
6.3.3 Resultaten.....	26
6.4 Bepaling van het uitwisselbare K, Ca en Mg in de bodem	27
6.4.1 Methode	27
6.4.2 Proefopzet.....	27
6.4.3 Resultaten.....	28
6.5 Bepaling van de radiocesium transferfactor voor spinazie en radijs 30	
6.5.1 Algemene proefopzet.....	30
6.5.2 Proefopzet spinazie	31
6.5.3 Resultaten spinazie	32
6.5.4 Proefopzet Radijs	34
6.5.5 Resultaten radijs.....	35

7	DISCUSSIE	38
7.1	Kationenuitwisselingscapaciteit	38
7.2	Radiocesium interceptie potentiaal	40
7.3	Transferfactor	43
	BESLUIT....	50
	BIBLIOGRAFIE	51
	BIJLAGE	54
	Bijlage 1: Tabellen resultaat ammonium extractie	54

LIJST VAN ILLUSTRATIES

Figuur 1	alfa-verval	11
Figuur 2	Bèta- verval	12
Figuur 3	doordringingsvermogen van verschillende soorten straling.....	13
Figuur 4	structuur illiet en mica klei.....	16
Figuur 5	verschillende bodemstalen	21
Figuur 6	Resultaten CEC met foutbalken van +/- 1 standaarddeviatie	24
Figuur 7	Knoop RIP zakje	25
Figuur 8	Gesloten RIP zakje.....	25
Figuur 9	Resultaten RIP met foutbalken van +/- 1 standaarddeviatie	27
Figuur 10	Uitwisselbaar kaliumgehalte verschillende bodemstalen	29
Figuur 11	Uitwisselbaar calciumgehalte verschillende bodemstalen	29
Figuur 12	Uitwisselbaar magnesiumgehalte verschillende bodemstalen	29
Figuur 13	Spinazie met eerste kiemblaadjes	31
Figuur 14	Spinazie met eerste nieuwe blaadjes	31
Figuur 15	Volgroeide spinazieplant	32
Figuur 16	Opstelling van het experiment in de serre	32
Figuur 17	RCs transferfactor spinazie op logaritmische schaal	33
Figuur 18	volgroeide radijsplant	34
Figuur 19	geogoste radijzen	34
Figuur 20	fijn gesneden radijsknollen.....	34
Figuur 21	fijn geknipte radijsblaadjes	34
Figuur 22	Transferfactor radijzen met logaritmische schaal.....	37
Figuur 23	Verband CEC en kalium	38
Figuur 24	Verband CEC en calcium	39
Figuur 25	Verband CEC en magnesium	39
Figuur 26	Verband CEC en de som van het gehalte kalium, magnesium en calcium ...	40
Figuur 27	Verband tussen RIP en kleigehalte	40
Figuur 28	Verband tussen RIP en uitwisselbaar kaliumgehalte.....	41
Figuur 29	Verband tussen RIP en uitwisselbaar calciumgehalte	41
Figuur 30	Verband RIP en uitwisselbaar magnesiumgehalte	42
Figuur 31	verband RIP en CEC	42
Figuur 32	Vergelijking TF van de spinazie en radijzen	43
Figuur 33	Verband tussen de TF van de radijsbladeren en de spinazie.....	43
Figuur 34	Verband tussen de TF van spinazie en de radijsknollen	44
Figuur 35	Verband tussen de RIP en de transferfactor van de spinazieplanten.....	44
Figuur 36	Verband tussen de RIP en de transferfactor van de radijsbladeren	45
Figuur 37	Verband tussen de RIP en de transferfactor van de radijsknollen	45
Figuur 38	Verband tussen de CEC en de TF van spinazie	46
Figuur 39	Verband tussen de CEC en de TF van radijsbladeren.....	46
Figuur 40	Verband tussen de CEC en de TF van radijsknollen.....	46
Figuur 41	Verband uitwisselbaar kalium en TF van spinazie	47
Figuur 42	Verband uitwisselbaar kalium en TF van radijsbladeren.....	47
Figuur 43	Verband uitwisselbaar kalium en TF radijsknollen	48
Figuur 44	Verband TF spinazie en product van de RIP en het uitwisselbaar kalium.....	48
Figuur 45	Verband TF van radijsbladeren en het product van de RIP en het uitwisselbaar kalium	49
Figuur 46	Verband TF van radijsbladeren en het product van de RIP en het uitwisselbaar kalium	49

LIJST VAN AFKORTINGEN

BIS	Biosfeer Impact Studies
Bq	Becquerel
CEC	Cation Exchange Capacity of kationen uitwisselingscapaciteit
MP-AES	Microwave Plasma-atomic emission spectrometer
FES	Frayed Edge Sites
RES	Regular Exchange sites
RCs	Radiocesium
RIP	Radiocesium interceptie potentiaal
SCK•CEN	Studiecentrum voor kernenergie • Centre d 'Etude de l 'Energie Nucléaire
TF	Transferfactor
SB	Soil Before
SAG	Soil After Grass
SBS	Soil Before Spinach
SAS	Soil After Spinach
SBR	Soil Before Radish

INLEIDING

Radioactiviteit is van nature aanwezig in het milieu en over het algemeen zijn de hoeveelheden laag en onschadelijk voor de bevolking. In sommige situaties kan de blootstelling aan ioniserende straling echter te hoog worden. Zoals bijvoorbeeld ten gevolge van kernrampen of nucleaire tests, waarbij de radioactiviteit die hierbij vrijkomt wel schadelijk kan zijn voor de mens. Het kan bijvoorbeeld genetische schade veroorzaken (UNEP, 2016). Het contact met deze straling kan op verschillende manieren gebeuren namelijk via externe blootstelling aan een radioactieve bron, door inhalatie van besmette lucht of via consumptie van besmet voedsel. In dit laatste geval heeft het dierlijk of plantaardig voedsel deze radioactieve stoffen opgenomen. Een plant kan dit bijvoorbeeld rechtstreeks uit de bodem opnemen. Het is dus essentieel dat er wordt nagegaan hoe deze opname juist gebeurt bij voedingsgewassen.

Eén van de voornaamste elementen die vrijkomen bij nucleaire incidenten is cesium-137. Dit element heeft een halfwaardetijd van 30,1 jaar wat wil zeggen dat de hoeveelheden vrijgekomen bij de ramp in Tsjernobyl van 1986 dus nog maar voor ongeveer de helft vervallen zijn. Planten in deze omgeving zullen dus dit radioactief element kunnen opnemen, waardoor het rechtstreeks in de voedselketen kan komen (International Union Of RadioEcology, 2001). Om te bepalen hoe dit gebeurt zijn er verscheidene wiskundige risicomodellen opgesteld om de transfer van radiocesium in de voedselketen te bepalen, zoals ECOSYS in 1993 (Muller & Prohl, 1993) en het model van Absalom in 1999 (Absalom, et al., 1999). Deze modellen zijn echter ontwikkeld met invoergegevens voor Europese bodems uit gematigde klimaatzones, en blijken niet accuraat genoeg te werken voor andere bodems. Zo werd met het model van Absalom een concentratie in de planten bekomen dat tienmaal hoger lag dan de werkelijk gemeten waarden bij het onderzoek van Uematsu (Uematsu, et al., 2017) bij bodemstalen van Fukushima. Om deze modellen bij te stellen is er een internationaal project opgestart om testen uit te voeren op bodems van andere klimaatzones. Hierbij wordt bepaald hoeveel radioactief cesium er wordt opgenomen door verschillende planten en waar dit zich voornamelijk gaat lokaliseren in de plant, maar ook welke invloed de bodem zelf hierop gaat hebben.

In deze studie wordt er specifiek onderzoek gedaan naar enkele bodemparameters en hun impact op de hoeveelheid radioactief cesium die zal worden opgenomen door spinazie en radijzen. Beide gewassen worden gekweekt op bodems afkomstig van België, Engeland, Spanje en Noorwegen. Dit onderzoek wordt uitgevoerd op het SCK•CEN op de afdeling biosfeer impact studies (BIS). Hier wordt voornamelijk onderzoek gedaan naar de invloed van radioactiviteit op het milieu en de omgeving. Deze studie past dan ook in dit breder kader.

De bodemparameters die worden bepaald in dit onderzoek zijn de kationenuitwisselingscapaciteit, de radiocesium interceptie potentiaal en het gehalte aan uitwisselbaar kalium in de verschillende bodems. Om de opname van radiocesium door spinazie en radijzen te kwantificeren wordt de transferfactor bepaald. Deze parameters zullen gebruikt worden om het huidig transfermodel van cesium-137 bij te stellen.

1 RADIOACTIVITEIT

1.1 Ioniserende straling

Straling is een proces waarbij deeltjes energie uitzenden. Dit kan in twee verschillende vormen voorkomen, ioniserende straling en niet ioniserende straling. Ioniserende straling is straling die voldoende energie bevat om elektronen uit atomen te verwijderen. Niet ioniserende straling daarentegen, bevat hier onvoldoende energie voor. Dit omvat alle golflengten van het elektromagnetische spectrum vanaf radiogolven tot ultraviolette straling. Ioniserende straling omvat van dit spectrum de x-stralen en gammastralen, maar het bevat eveneens emissie van deeltjes (Rafecas; UNEP, 2016). Ioniserende straling wordt voornamelijk veroorzaakt door radioactief verval, maar het kan ook van andere afkomst zijn zoals x-stralen opgewekt in een röntgenbuis of kosmische stralen opgewekt door onder andere de zon en supernova's (Cern, 2012; UNEP, 2016).

1.2 Radioactief verval

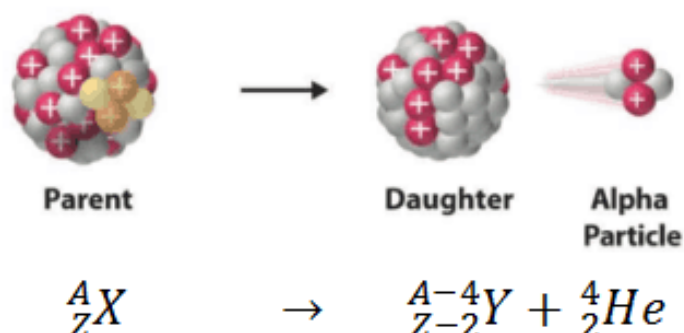
Atoomkernen bevatten protonen en neutronen die aan elkaar gebonden zijn. Deze binding is echter niet voor elk element even sterk. Bij enkele elementen is deze binding zelfs zodanig zwak dat het element instabiel wordt, deze worden radionucliden genoemd. Radionucliden zullen radioactief verval ondergaan, wat inhoudt dat ze over een bepaalde tijd gaan desintegreren of spontaan zullen veranderen waarbij energie wordt uitgezonden. De snelheid waarbij dit verval optreedt is afhankelijk van het element, waarbij meer stabielere elementen een veel trager verval zullen ondervinden dan onstabielere elementen. Deze snelheid wordt uitgedrukt als halfwaardetijd, dit is de tijd waarop er van een element de helft van de atomen zal vervallen. Een voorbeeld van het grote verschil in vervalsnelheid is uranium-238, welke een halfwaardetijd heeft van 4,5 miljard jaar, en Thorium-234 welke een halfwaardetijd heeft van slechts 24 dagen. Een andere veelgebruikte grootheid bij radioactief verval is Becquerel (Bq), welke instaat voor de activiteit van het radioactief verval. Eén Becquerel staat gelijk aan 1 desintegratie per seconde. De hoeveelheid desintegraties is direct gerelateerd aan de hoeveelheid radionucliden, wat wil zeggen dat na vele desintegraties de activiteit zal dalen. Radioactief verval kan op verschillende manieren gebeuren, waarvan de voornaamste worden beschreven in paragraaf 1.3 (Gruppen & Rodgers, 2016; International Union Of RadioEcology, 2001; UNEP, 2016).

1.3 Soorten straling

1.3.1 Alfa Straling

Het eerste type van radioactief verval is alfa-verval of α -verval, hierbij wordt een α -deeltje uitgezonden. Het komt voornamelijk voor bij zware elementen. Een α -deeltje is een deeltje bestaande uit twee protonen en twee neutronen, en is in feite de kern van een heliumatoom. Dit verval wordt getoond in Figuur 1. Deze deeltjes hebben een positieve lading en hebben vergeleken met andere straling een relatief hoge massa. Bij botsingen tussen een α -deeltje en een atoom vindt er een transfer plaats van kinetische energie, wat ervoor kan zorgen dat één of meerdere elektronen worden weggeschoten. Dit laat het atoom in kwestie achter als een positief geladen deeltje. Vanwege hun relatief hoge massa en positieve lading zullen α -deeltjes in hoge mate inwerken op omliggende deeltjes. Dit heeft als gevolg dat ze hun energie snel zullen afgeven, waardoor ze een laag doordringend vermogen hebben. α -deeltjes kunnen slechts enkele centimeters door lucht verplaatsen, en een vel papier is voldoende om α -deeltjes volledig tegen te houden. Schade aan de mens door blootstelling aan deze stralen is bijgevolg meestal dus niet significant wanneer dit extern gebeurt, doordat de bovenste huidlaag van de mens deze straling volledig zal absorberen. Bij interne blootstelling door bijvoorbeeld orale opname

of door inhalatie zal de schade echter wel significant zijn. Hierdoor kunnen α -stralers namelijk bij interne organen terechtkomen en vanwege hun hoge reactiviteit erg veel schade aanrichten (Alpha Decay - Alpha Radioactivity, 2015; International Union Of RadioEcology, 2001; Takigawa & Washiyama, 2017; UNEP, 2016).

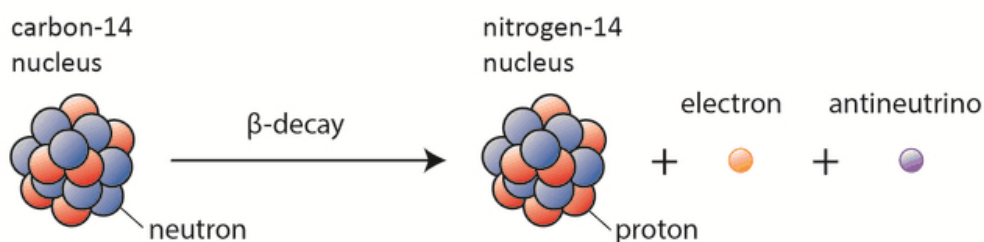


Figuur 1 alfa-verval

Noot: Overgenomen van Alpha Decay – Alpha Radioactivity. (2015). *Nuclear Power* [Website]. Geraadpleegd op 20 Maart 2019 via <https://www.nuclear-power.net/nuclear-power/reactor-physics/atomic-nuclear-physics/radioactive-decay/alpha-decay-alpha-radioactivity/>

1.3.2 Bèta Straling

De tweede soort van radioactief verval is bètaverval of β -verval. Bij dit type verval komen er ofwel elektronen (β^- verval) of positronen (β^+ verval) vrij. β^- verval zal het meeste optreden en gebeurt vooral bij atomen met een overmaat aan neutronen, β^+ verval komt minder voor en gebeurt vooral bij atomen met een overmaat aan protonen. Bij dit verval komen eveneens neutrino's of antineutrino's vrij, maar deze zijn minder belangrijk. De uitgezonden elektronen of positronen gaan gelijkaardig reageren als alfadeeltjes, ze gaan namelijk hoofdzakelijk botsen met de elektronen van atomen. Bij β^- verval gaat dit voornamelijk ionisatie veroorzaken door de elektronen van atomen weg te schieten. Positronen zullen bij uitzending door β^+ verval echter een andere invloed hebben op elektronen dan β^- stralen. Positronen zijn namelijk het anti deeltje van elektronen, wat wil zeggen dat deze twee elkaar teniet zullen doen. Bij deze interactie zullen twee gammastralen in tegengestelde richting worden uitgezonden, deze komen in 1.3.3 aan bod. Doordat β -stralen een veel lagere massa en een lagere lading hebben, hebben ze een hoger doordringingsvermogen dan alfastralen. Ze kunnen enkele meters doorheen de lucht verplaatsen en hebben de mogelijkheid om doorheen enkele centimeters levende materie te gaan. Dit houdt in dat hoewel β -stralen minder reactief zijn dan α -stralen, ze zowel bij externe als interne blootstelling de mogelijkheid hebben om schade aan te richten aan de mens (Example of Beta Decay, 2015; Grupen & Rodgers, 2016; Interaction of Beta Radiation With Matter, 2015; International Union Of RadioEcology, 2001; UNEP, 2016). Figuur 2 toont het proces van β^- verval.



Figuur 2 Bèta⁻ verval

Noot: Overgenomen van Interaction of Beta Radiation With Matter. (2015) *Nuclear Power* [Website]. Geraadpleegd op 21 maart 2019 via <https://www.nuclear-power.net/nuclear-power/reactor-physics/interaction-radiation-matter/interaction-beta-radiation/>

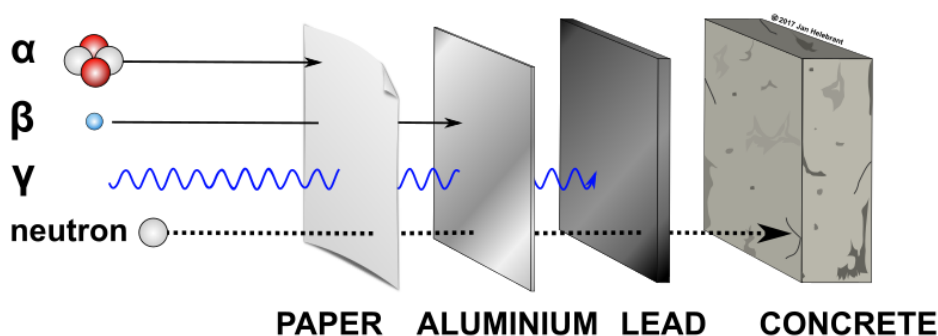
1.3.3 Gammastraling

Wanneer elementen vervallen door alfa- of bètastraling komen ze vaak in een geëxciteerde toestand terecht. Dit wil zeggen dat de elementen nog te veel energie bevatten. Deze worden dan uitgezonden als gammastralen of γ -stralen. Dit zijn fotonen gelijkaardig aan licht, maar met meer energie en dus een hogere frequentie en kortere golflengte. Gammastralen zijn neutrale deeltjes en hebben geen massa, wat wil zeggen dat ze zeer doordringend zijn vergeleken met alfa en bètastralen. Om deze tegen te houden zijn enkele centimeters lood nodig. Gammastralen gaan ionisatie veroorzaken door hun energie over te brengen naar een elektron, waardoor dit uit zijn orbitaal rond het atoom wordt geschoten. Door hun hoge doordringbaarheid zal gammastraling net als bètastraling zowel bij externe als interne blootstelling de mogelijkheid hebben om schade aan te richten (Gruppen & Rodgers, 2016; International Union Of RadioEcology, 2001; UNEP, 2016).

1.3.4 Neutronenstraling

Een vierde, minder voorkomende straling is neutronenstraling. Deze wordt voornamelijk kunstmatig gemaakt in kernreacties. Bij kernsplijting zullen namelijk enkele neutronen vrijkomen. Deze neutronen op hun beurt zullen de mogelijkheid hebben om andere elementen radioactief te maken of splijting te veroorzaken. In kerncentrales wordt er gebruik gemaakt van dit principe. De neutronen vrijgekomen bij splijting zullen andere elementen aanzetten tot splijten, welke op hun beurt dan neutronen gaan uitzenden. Dit veroorzaakt een kettingreactie. Doordat neutronen neutraal zijn, zullen ze de mogelijkheid hebben om zeer ver door te dringen. Deze deeltjes gaan voornamelijk interactie vertonen met waterstofatomen, waardoor ze voor de mens zeer schadelijk zijn. Veelgebruikte bescherming tegen dit soort straling is water of beton (Penetrating power of different types of radiation - alpha, beta, gamma and neutrons, 2017; UNEP, 2016; University of Toronto, 2004). Figuur 3 toont het doordringingsvermogen van de verschillende soorten straling, waarbij alfastraling het minst en neutronen het meest doordringend zijn.

Penetrating power of different types of radiation



Figuur 3 doordringingsvermogen van verschillende soorten straling

Noot: Overgenomen van Penetrating power of different types of radiation - alpha, beta, gamma and neutrons. (2017). *Openclipart* [Website]. Geraadpleegd op 22 maart 2019 via <https://openclipart.org/detail/274074/penetrating-power-of-different-types-of-radiation-alpha-beta-gamma-and-neutrons>

1.4 Bronnen van radioactiviteit

1.4.1 Natuurlijke bronnen

Radioactiviteit komt overal in de natuur voor en deze natuurlijke radioactiviteit is de grootste oorzaak van humane blootstelling aan straling. Natuurlijke radioactiviteit heeft verschillende bronnen, waaronder isotopen van uranium en thorium maar ook nog veel andere elementen. Vele van deze elementen hebben een zeer lange halveringstijd. Bij het verval van uranium komt onder andere radon-222 vrij. Dit is een gasvormig element dat na het verval van uranium zal vrijkomen uit de bodem. Bij inademing van dit gas zullen er radioactieve elementen (Pb-210, Po-210) kunnen achterblijven in de longen, waardoor deze de cellen van de longen kunnen bestralen. Dit heeft de mogelijkheid tot het veroorzaken van longkanker. In normale omstandigheden zal het radongas snel in de atmosfeer verdwijnen, maar in slecht geventileerde ruimtes heeft het de mogelijkheid om op te stapelen. Dit kan leiden tot hoge concentraties aan radongas, waardoor er veel gas ingeademd kan worden. Gemiddeld gezien is de concentratie in huizen zo'n 50 Bq/m³, maar in enkele gevallen kan dit zelfs oplopen tot 10 000 Bq/m³. Radon-222 is één van de voornaamste stralingsbronnen waaraan de mens wordt blootgesteld (Gezondheid & Milieu, 2017; UNEP, 2016). Een ander veel voorkomend radionuclide is K-40. Dit is een isotoop van het stabiele kalium, en omvat ongeveer 0,0117 % van alle kalium isotopen. Dit komt neer op ongeveer 30 kBq/kg kalium. Vanwege het relatief hoge voorkomen van kalium is dit isotoop het voornaamste radionuclide in voedsel en humaan weefsel. K-40 gehalte in de mens bedraagt enkele kBq. Enkele minder voorkomende radionucliden zijn tritium en C-14. Deze zullen echter slechts een zeer kleine bijdrage leveren aan de natuurlijke straling waaraan de mens is blootgesteld (National Research Council, 1999).

1.4.2 Kunstmatige bronnen

Naast natuurlijk voorkomende straling bestaan er eveneens stralingsbronnen die kunstmatig zijn opgewekt. Vaak worden deze bronnen gemaakt met behulp van eerder vermelde neutronenstraling. Deze kunstmatige bronnen worden voor veel verschillende toepassingen gebruikt, zoals bijvoorbeeld militaire en medische toepassingen, de opwekking van elektriciteit, maar ook in rookmelders zit vaak een radioactieve bron. Van deze verschillende bronnen zijn medische toepassingen veruit de belangrijkste bron van blootstelling van de mens aan kunstmatige straling. Dit houdt voornamelijk drie toepassingen in. De eerste toepassing is radiodiagnostiek en houdt vooral röntgenfoto's

en CT-scans in, waarbij ioniserende straling wordt gebruikt om beeldvorming van het lichaam te krijgen. Nucleaire geneeskunde is een tweede toepassing, waarbij radioactieve stoffen in het lichaam worden gebracht. Dit is voornamelijk om informatie te krijgen over organen, maar het wordt ook in mindere mate toegepast bij de behandeling van bepaalde ziekten. De derde toepassing is radiotherapie, waarbij straling rechtstreeks wordt gebruikt om aandoeningen zoals bijvoorbeeld kanker te behandelen. Bij radiotherapie worden vaak zeer hoge dosissen gebruikt, die bij onjuist gebruik kunnen leiden tot ernstig letsel of zelfs tot de dood van zowel patiënt als artsen. Een tweede bron van hoge stralingsgehalten zijn kernrampen. Een voorbeeld hiervan is het nucleair accident in Tsjernobyl, waarbij de reactor in meltdown ging en ontplofte. Hierbij zijn immense hoeveelheden radioactief materiaal vrijgekomen in de atmosfeer. In de beginperiode was de voornaamste stralingsbron radioactief jodium met een halfwaardetijd van 8 dagen dat ondertussen al lang vervallen is, maar het radioactief cesium dat bij deze ramp is vrijgekomen is nog steeds in grote gehalten aanwezig. Dit geeft in de gebieden rond de ramp nog steeds hoge stralingsdosissen (International Union Of RadioEcology, 2001; SCK CEN, 2011; UNEP, 2016).

1.5 Radiocesium

Zoals eerder vermeld is radiocesium (RCs) ofwel Cesium-137 één van de radionucliden die vrijkomen bij een nucleair incident. Radiocesium is een bètastraler en blijft door zijn relatief lange halfwaardetijd (~ 30,1 jaar) lang aanwezig in het milieu. Bij een kernramp kan het radiocesium over een grote afstand verspreid worden. Bij de ramp in Tsjernobyl werden zelfs hoge gehalten aan radiocesium waargenomen in Engeland. Radiocesium dat verspreid wordt in de atmosfeer zal na verloop van tijd neervallen op de bodem, dit wordt fall-out genoemd. Wanneer het op de bodem terechtkomt, zal het hier kunnen insijpelen en in de bodemoplossing komen, waarna het mogelijk kan worden opgenomen door planten. Hierdoor kan het in de voedselketen terechtkomen wanneer deze planten worden opgegeten door de mens of door vee, en zo schade aanrichten aan de mens. Er werden modellen ontwikkeld om een schatting van dit risico te verkrijgen, maar deze blijken zeer afhankelijk van de samenstelling van de bodem. Om deze invloed beter te kunnen inschatten worden parameters zoals de kationenuitwisselingscapaciteit en de radiocesium interceptie potentiaal bepaald, welke een invloed hebben zullen hebben op de hoeveelheid radiocesium beschikbaar voor opname. Net zoals bij de bodem zal ook de plant een invloed hebben op de opname van het radiocesium, wat wordt bepaald met behulp van de bodem-plant transferfactor. Deze drie parameters worden verder uitgebreider besproken (Absalom, et al., 1999; Almahayni, Beresford, Crout, & Sweeck, 2019; International Union Of RadioEcology, 2001; UNEP, 2016).

2 STRUCTUUR VAN BODEM

2.1 Algemene structuur

Bodem heeft een zeer complexe structuur, bestaande uit mineralen, een gedeelte dat poriën bevat en een humuslaag bestaande uit organische deeltjes. Deze structuur is belangrijk voor een goede groei van planten. Het mineraal gedeelte omvat voornamelijk klei, zand en leem, terwijl het poriëngedeelte bestaat uit een waterfractie genaamd de bodemoplossing, en een gasfractie genaamd de bodematmosfeer (International Union Of RadioEcology, 2001; Van Asbroeck, Ecologie en milieu [Cursus], 2018).

Tussen de vaste bodemfase en de bodemoplossing zal er een evenwicht ontstaan tussen de aanwezige ionen, welke voornamelijk kationen zijn. Een deel van deze kationen zal opgelost zijn in het water, het andere deel van deze ionen zal binden aan de bodem. De verhouding van dit evenwicht is afhankelijk van verschillende factoren, zoals de samenstelling en de textuur van de vaste bodem, de eigenschappen en de concentraties van de ionen. Een belangrijke eigenschap van de bodem is de kationen uitwisselingscapaciteit of CEC. Dit is een maat van het vermogen van de bodem om nutriënten vast te houden waardoor deze minder vlug worden uitgespoeld. De CEC bepaalt dus de vruchtbaarheid van de bodem en wordt beïnvloed door de textuur van de bodem. Bodems met veel klei en humus hebben de hoogste CEC terwijl bodems met veel zand de laagste CEC hebben (International Union Of RadioEcology, 2001; Van Craenendonck, 2018). Doordat klei bij de adsorptie van radiocesium de grootste invloed heeft, wordt enkel deze bodemfractie besproken.

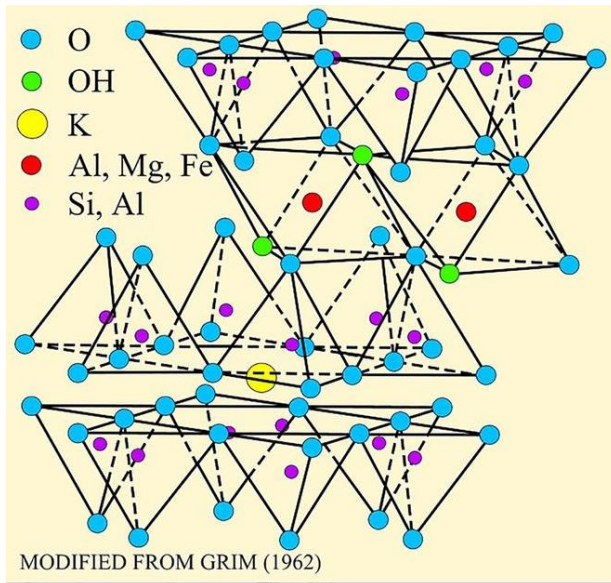
2.2 Klei

Klei is een bodemmateriaal bestaande uit deeltjes kleiner dan 2 μm in diameter. Doordat deze zo klein zijn kunnen ze colloïdale deeltjes vormen. Deze deeltjes hebben een negatieve lading. Aan deze ladingen kunnen andere deeltjes met een tegengestelde lading binden. Dit zorgt ervoor dat kleibodems zeer goed zijn in het vasthouden van nutriënten zoals K^+ en Ca^{2+} , maar ook radiocesium ($^{137}\text{Cs}^+$) zal hierdoor vastgehouden worden (Mengel & Kirkby, 1987).

Klei bestaat uit verschillende mineralen, maar de belangrijkste mineralen zijn de fylosilicaten. Deze zijn opgebouwd uit tetraëders en octaëders, die in lagen over elkaar liggen. De tetraëders zijn opgebouwd uit vier dicht op elkaar gepakte zuurstofatomen die rondom een centraal gelegen atoom liggen waardoor ze een piramidale structuur krijgen. Dit centrale atoom is meestal silicium. De octaëder laag bestaat voornamelijk uit centraal gelegen kationen die omringd zijn door telkens zes OH^- groepen. Deze lagen kunnen in verschillende verhoudingen voorkomen, wat leidt tot meerdere soorten kleistructuren (Mengel & Kirkby, 1987; Structuur van kleimineralen, sd).

Er bestaan verschillende types van kleistructuren. Hierbij zijn de drie voornaamste groepen de kaolinit, smectiet en mica kleistructuren. Twee andere mica-achtige kleimineralen die eveneens voorkomen zijn de vermiculiet en de illiet mineralen. De belangrijkste structuur voor het vasthouden van radiocesium hierbij is illiet. De structuur van illiet is vergelijkbaar met de mica kleistructuren. De mica kleistructuren zijn opgebouwd uit twee tetraëder lagen met een octaëder laag tussenin. Dit wordt weergegeven in Figuur 4. Tussen deze lagen is er een hoge negatieve lading aanwezig die wordt opgevuld door K^+ . Onder invloed van klimaatcondities kunnen de lagen K^+ ionen verliezen. Hierdoor gaan de uiteinden van de verschillende lagen vaak lichtjes uit elkaar gaan. Aan deze verweerde uiteinden zullen daardoor ook andere kationen de mogelijkheid hebben om te binden. Deze uiteinden worden de Frayed Edge Sites (FES) genoemd. Hoewel andere kationen dan K^+ hier de mogelijkheid hebben om te binden,

blijft dit voornamelijk beperkt tot relatief kleine en monovalente ionen. Een tweede plaats waar ionen kunnen binden zijn de Regular Exchange Sites (RES). Deze sites hebben een hogere capaciteit om kationen te binden dan de FES en bevinden zich op de planaire oppervlaktes van de kleilagen (De Koning & Comans, 2004; Mengel & Kirkby, 1987; USGS, 2001).



Figuur 4 structuur illiet en mica klei

Noot: Overgenomen van U.S. Geological Survey (2001). *Illite group* [Website]. Geraadpleegd op 18 april 2019 via <https://pubs.usgs.gov/of/2001/of01-041/htmldocs/clays/illite.htm>

3 KATIONENUITWISSELINGSCAPACITEIT

Zoals eerder vermeld hebben bodems de mogelijkheid om kationen uit de bodemoplossing vast te houden. Dit doordat de kleifractie van de bodem voornamelijk een netto negatieve lading heeft, hoofdzakelijk gevormd door de uitwisseling van gebonden trivalente kationen met divalente kationen. Het resultaat hiervan is dat er een negatieve lading overblijft op de vaste bodemfractie, waar kationen op kunnen binden. Ook de humus aanwezig in de bodem heeft een negatieve lading. Bij deze is deze negatieve lading voornamelijk afkomstig van het afsplitsen van H^+ van zwakke zuren. Deze negatieve ladingen zullen dan verschillende kationen kunnen aantrekken en hieraan binden. De totale hoeveelheid kationen die een bodem kan binden is specifiek voor elke bodem en noemt men de kationenuitwisselingscapaciteit (CEC). Dit wordt uitgedrukt in equivalenten of ook millimol per kilogram. Ionen die gebonden zijn aan de bodem zijn niet meer in de bodemoplossing aanwezig en blijven, afhankelijk van de sterkte van de binding, al dan niet beschikbaar voor opname door de planten. Radiocesium is één van deze kationen die kunnen vastgehouden worden door de bodem. Hoe hoger de CEC van de bodem, hoe meer de bodem het radiocesium kan vasthouden. (International Union Of RadioEcology, 2001; Mengel & Kirkby, 1987; Kahr & Madsen, 1995).

De sterkte waarmee kationen vastgehouden worden is afhankelijk van meerdere factoren. Dit wordt beïnvloed door bijvoorbeeld de radius tussen de ionen en de lading van de kationen. Kleine ionen kunnen dichterbij komen, maar deze zijn in water vaak sterk gehydrateerd waardoor de afstand tussen ionen juist groter wordt. Dit heeft met gevolg dat de binding bij kleine kationen zoals K^+ vaak zwakker zal zijn (Mengel & Kirkby, 1987; Van Asbroeck, Algeme chemie [Cursus], 2018).

Kationen die zwak gebonden zijn aan de bodem kunnen uitgewisseld worden met andere kationen die aanwezig zijn in de bodemoplossing en opgenomen worden door de planten. Des te zwakker de binding van het ion, des te beter dit kan worden uitgewisseld met andere kationen die sterker kunnen binden. De structuur van de klei heeft echter eveneens een invloed op de uitwisseling van ionen. Enkele kleimineralen zoals mica's of mica-achtige kleimineralen (bv. illiet) kunnen K^+ en NH_4^+ specifiek binden, waardoor deze sterker zullen binden op de klei dan andere ionen en minder uitwisselbaar zijn met andere ionen. De uitwisseling wordt echter niet alleen door bindingssterkte of affiniteit van de klei beïnvloed, maar eveneens door de concentratie aan de verschillende kationen. In feite wordt dit door de ionische activiteit van de kationen bepaald, maar bij lagere concentraties wordt dit benaderd door de concentratie. Een hogere concentratie van een kation in de bodemoplossing correleert met een hogere binding van dit kation aan de bodem. (Mengel & Kirkby, 1987). De uitwisseling van radiocesium wordt voornamelijk beïnvloed door K^+ , een hoge concentratie hiervan in de bodemoplossing zal dus zorgen dat minder radiocesium aan de bodem wordt gebonden zodat meer zal beschikbaar zijn voor de plant (International Union Of RadioEcology, 2001).

4 RADIOCESIUM INTERCEPTIE POTENTIALAAL

4.1 Verdelingscoëfficiënt K_d

Een belangrijke parameter die invloed heeft op het gedrag van Cesium-137 en andere ionen in de bodem is de vast-vloeistof verdelingscoëfficiënt, uitgedrukt als K_d . Deze coëfficiënt is empirisch bepaald, en geeft de verdeling van het ion over de vaste fase en de vloeibare fase weer. De ionen in de vaste fase zijn geadsorbeerd aan de bodem, waarbij in het geval van kationen de totale hoeveelheid die kan binden bepaald wordt door de kationenuitwisselingscapaciteit. Deze werd eerder besproken in hoofdstuk 3. De K_d bepaalt de mobiliteit van de ionen in de bodem. Enkel de ionen in vloeibare fase kunnen onmiddellijk worden opgenomen door planten. De coëfficiënt wordt veel gebruikt vanwege de simpliciteit om deze waarden te bepalen, waarbij enkel de concentratie van het ion moet bepaald worden in de bodem en de vloeistof. De coëfficiënt wordt uitgedrukt in $L \cdot kg^{-1}$ in vergelijking 1.

$$K_d = \frac{\text{Conc. Cs-137 in geadsorbeerd}}{\text{Conc. Cs-137 in bodemoplossing}} \quad \text{Vergelijking 1}$$

Deze vergelijking is echter slechts geldig wanneer alle ionen die geadsorbeerd zijn aan de bodem in evenwicht zijn en omkeerbaar kunnen uitwisselen met de ionen in oplossing. Een bijkomend probleem is dat er vaak verwacht wordt dat de K_d een constante waarde is. Dit blijkt echter niet het geval. De K_d waarde hangt af van vele onderliggende bodemfactoren, waardoor bv. voor radiocesium de literatuurwaarden variëren tussen 100 en 10^5 (International Union Of RadioEcology, 2001).

Ook is het zo dat alkalimetalen zoals radiocesium op specifieke sites adsorberen op bodems. Hoewel het nog steeds aan alle negatieve ladingen kan binden, wordt het voornamelijk zeer goed door mica achtige kleimineralen, hoofdzakelijk illiet, geadsorbeerd. Mica-achtige kleimineralen hebben namelijk, zoals in hoofdstuk 2 vermeld, twee types van adsorptiesites waarop ionen kunnen binden, de Regular Exchange Sites en de Frayed Edge Sites. De RES hebben van deze twee de grootste capaciteit om kationen te kunnen binden op uitwisselbare wijze, en de FES hebben vanwege hun vorm een lagere bindingscapaciteit. Dit geeft hun echter wel de mogelijkheid om de kleine alkalimetalen te gaan binden. Doordat in water vele geladen ionen zullen hydrateren en een waterlaag rond zich nemen, worden ze vaak veel te groot om in deze FES sites te kunnen binden en zullen dus niet adsorberen. Enkele kationen, voornamelijk Cs^+ maar ook bijvoorbeeld K^+ en NH_4^+ , hebben echter een lage hydratatie energie en hebben daardoor de mogelijkheid om hun hydratatie laag te verliezen. Wanneer dit gebeurt, zullen ze wel op de FES kunnen adsorberen. Radiocesium gaat dit proces vele malen beter kunnen ondergaan dan de meeste andere kationen zoals kalium en bijna al het radiocesium gaat met gevolg dus op deze sites voorkomen, zelfs al is de FES capaciteit in een bepaalde bodem beperkt. Dit maakt het mogelijk om een simpele beschrijving te maken van de hoeveelheid radiocesium dat aan de bodem kan adsorberen, door ervan uit te gaan dat competitie enkel kan optreden door monovalente kationen. Dit wordt uitgedrukt als de radiocesium interceptie potentiaal of RIP (International Union Of RadioEcology, 2001; Van Hees, 2015; Wauters, et al., 1996).

4.2 Radiocesium interceptie potentiaal

De radiocesium interceptie potentiaal (RIP) geeft aan hoeveel radiocesium specifiek wordt geadsorbeerd op de FES en is een maat voor de bodemfixatie van radiocesium. Hoe hoger de RIP, hoe minder radiocesium beschikbaar zal blijven voor plantopname. De reden dat er enkel rekening wordt gehouden met monovalente kationen heeft betrekking

tot het feit dat enkel deze ionen een hydratatie energie bevatten die laag genoeg is om sorptie op de FES mogelijk te maken. Hoewel radiocesium bijna volledig op de FES zal adsorberen, kan het eveneens op de RES adsorberen. Om dit te vermijden tijdens de bepaling van de RIP, wordt een hoge concentratie van een divalent kation zoals Ca^{2+} toegevoegd, waardoor deze de RES volledig zullen bezetten. Wauters *et al.* (1966) toonden aan dat een ideale Ca/K verhouding in de bodemoplossing hiervoor 0,005 bedraagt ofwel een concentratie van 100 mM Ca^{2+} op een concentratie van 0,5 mM K^+ . Bij deze verhouding zal de K^+ in zodanig lage concentratie zijn dat het vrijwel niet op de RES zal adsorberen, maar toch in een voldoende hoge concentratie voorkomt dat de FES volledig gevuld wordt met de K^+ en gesatureerd zal zijn. Wanneer hier dan radiocesium aan wordt toegevoegd, zal dit de K^+ ionen uit de FES verdringen en deze plaats innemen. Er kan dan nagegaan worden hoeveel radiocesium er op deze bodem is geadsorbeerd en hoeveel er overblijft in de bodemoplossing. Hieruit wordt de K_d met behulp van vergelijking 1 bepaald, en aan de hand van deze kan de RIP in mmol.kg^{-1} bepaald worden via vergelijking 2:

$$RIP = K_d * c_K$$

Vergelijking 2

Waarbij c_K de concentratie is aan K^+ in de toegevoegde oplossing, welke in ideale omstandigheden 0,5 mM zal bedragen (Fan, Yamaguchi, Tanaka, Tsukada, & Takahashi, 2014; Van Hees, 2015; Wauters, et al., 1996).

5 TRANSFERFACTOR

In vorige hoofdstukken werd besproken welke parameters er voornamelijk invloed hebben op de beschikbaarheid van radiocesium voor opname door planten. De transferfactor (TF) daarentegen bespreekt hoeveel kationen, in dit geval radiocesium, er effectief door de plant zullen worden opgenomen. De TF wordt uitgedrukt als de verhouding tussen de concentratie van het kation in de plant en de concentratie van het kation in de bodem, en wordt bepaald aan de hand van vergelijking 3 (Absalom, et al., 1999; International Union Of RadioEcology, 2001).

$$TF = \frac{\text{Radiocesium activiteit plant } \left(\frac{\text{Bq}}{\text{kg}}\right)}{\text{Radiocesium activiteit grond } \left(\frac{\text{Bq}}{\text{kg}}\right)} \quad \text{Vergelijking 3}$$

De TF wordt beïnvloed door verschillende parameters, zoals de bodem, het kation, competitie met andere kationen, de gebruikte plant en de duur van de vegetatieve periode. De bodem bijvoorbeeld kan een invloed van één tot twee grootteorders hebben op de TF. Bij radiocesium gaat ook het kaliumgehalte in de bodemoplossing een invloed hebben. Hoewel een hoog gehalte aan kalium gaat zorgen dat er minder radiocesium op de bodem bindt en er dus meer beschikbaar voor opname gaat zijn, zal het kalium eveneens in competitie gaan met het radiocesium voor opname door de plant (Almahayni, Beresford, Crout, & Sweeck, 2019; International Atomic Energy Agency, 2010; Ishii, et al., 2015; International Union Of RadioEcology, 2001).

Een bijkomende parameter bij de opname van radiocesium is de locatie hiervan in de bodem. Na de depositie van radiocesium op de bodem zal het langzaam verticaal gaan migreren. Hoe dieper het cesium neerwaarts migreert in de bodem, hoe minder dit beschikbaar zal zijn voor opname door planten. Planten hebben namelijk vaak een worteldichtheid die exponentieel afneemt met de diepte van de bodem, waarbij de hoogste dichtheid vlakbij het bodemoppervlak zal zijn. Bij een lagere worteldichtheid zal er minder radiocesium kunnen worden opgenomen. Dit heeft als gevolg dat over het algemeen de beschikbare hoeveelheid radiocesium voor de planten zal dalen enkele jaren na contaminatie (International Union Of RadioEcology, 2001).

6 EXPERIMENTEN

6.1 Bodemstalen

In de experimenten worden twintig bodemstalen gebruikt afkomstig van verschillende locaties, die sterk variëren in samenstelling en structuur. Er zijn zes bodems afkomstig uit Spanje, aangeduid met de letter S; zes bodems afkomstig uit Groot-Brittannië, aangeduid met de letters UK; zes Belgische bodems en twee bodems afkomstig uit Noorwegen, aangeduid met de letter R. In Tabel 1, Tabel 2 en Tabel 3 worden respectievelijk de bodemkarakteristieken van de Spaanse, Engelse en Belgische bodems gegeven. Het gehalte aan organisch materiaal is bepaald op de totale bodem, het gehalte aan zand, leem en klei is bepaald op de bodem zonder het organisch materiaal. Van de Engelse bodems zijn niet alle karakteristieken bekend of beschikbaar. Van de gebruikte Noorse bodems zijn eveneens geen karakteristieken bekend. Eén van de twee Noorse bodems is wegens gebrek aan bodem een mengsel van twee verschillende bodems. De bodems waarvan geen karakteristieken bekend zijn kunnen niet gebruikt worden bij het opstellen van mogelijke verbanden. De bodems zijn voor de proeven gecontamineerd en hebben een activiteit van ± 400 Bq/g. Figuur 5 toont een staalname van de verschillende bodems na drogen. Er is een groot verschil zichtbaar tussen structuur en kleur van de verschillende bodems.



Figuur 5 verschillende bodemstalen

Tabel 1 Bodemkarakteristieken Spaanse bodems

Bodem	% Zand	% Leem	% Klei	% Org Mat
S1	91,42	8,21	0,38	1,66
S2	58,40	38,47	3,13	9,88
S3	80,11	14,44	5,45	12,76
S4	65,77	29,23	5,00	7,25
S5	45,00	51,99	3,01	5,44
S6	46,39	51,94	1,68	13,77

Tabel 2 Bodemkarakteristieken Engelse bodems

Bodem	% Zand	% Leem	% Klei	% Org Mat
UK1	/	/	/	59,47
UK2	/	/	/	26,31
UK3	/	/	/	20,85
UK4	39,8	44	16,2	21,50
UK5	/	/	/	6,22
UK6	11,3	29,1	52,6	7,01

Tabel 3 Bodemkarakteristieken Belgische bodems

Bodem	% Zand	% Leem	% Klei	% Org Mat
C	35,33	34,63	30,03	14,92
F	45,6	29,49	24,91	8,24
I	56,89	23,05	20,05	4,95
J	74,7	8,99	16,32	4,77
M	46,21	38,13	15,66	15,30
N	78,01	10,29	11,7	5,90

Op de bodems werden eveneens plantexperimenten uitgevoerd, zie 6.5 . Voor het zaaien en na het oogsten van de planten werd telkens een bodemstaal genomen. De verschillende groepen van bodemstalen worden verder gedefinieerd als volgt:

- Soil before (SB), bodem genomen voor het zaaien van het gras
- Soil after grass (SAG), bodem genomen na de oogst van het gras
- Soil before spinach (SBS), bodem genomen voor het zaaien van de spinazie
- Soil after spinach (SAS), bodem genomen na de oogst van de spinazie
- Soil before radish (SBR), bodem genomen voor het zaaien van de radijzen

De bodemstalen genomen voor de plantexperimenten (SB, SBS en SBR) zijn telkens bemest geweest.

6.2 Bepaling kationenuitwisselingscapaciteit

6.2.1 Methode

De CEC is gedefinieerd als de totale som van uitwisselbare kationen die een bodem kan adsorberen. Een mogelijke methode om dit te bepalen is de zilver thiourem (AgTU) methode. Hierbij worden eerst complexen gevormd tussen zilverionen en thiourem. Hierbij worden meerdere complexen gevormd die telkens monovalente kationen zijn (Ahmad, Isab, & Perzanowski, 2002). Aangezien deze steeds eenzelfde werking hebben moet hier verder geen rekening mee gehouden worden. In opgeloste vorm zullen de AgTU⁺ kationen een sterkte affiniteit hebben voor de negatieve ladingen van zowel minerale als organische bodemstructuren. Als dit wordt toegevoegd aan de bodem zal dit voor een vrijwel volledige uitwisseling van kationen zorgen. Na toevoeging van dit complex aan de bodem wordt er 24 uur geëquilibreerd door te schudden. Wegens de gevoeligheid van zilver voor licht wordt dit in een donkere omgeving uitgevoerd. Tijdens de equilibratie gaat de zilver thiourem alle negatieve ladingen op de bodem bezetten en andere ionen hiervan verdringen. Een daling van het gehalte zilver aanwezig in de toegevoegde oplossing is dus een maat voor de CEC (Rayment & Lyons, 2011; Wannijn, Cation Exchange Capacity (CEC), Silver Thiourea Method, 2019).

6.2.2 Proefopzet

Deze proef wordt net als de RIP uit 6.3 uitgevoerd op de SB bodemstalen. Van de Belgische bodems is deze waarde echter al bekend, deze worden in dit experiment niet meegenomen. De bodem wordt eerst overgebracht in een 20 mL potje. De massa van deze bodem die gebruikt is varieert tussen de verschillende bodems en is afhankelijk van de geschatte CEC. Deze schatting werd gemaakt op basis van een eerder onderzoek. Bij het eerder uitgevoerde experiment was er echter een probleem opgetreden waardoor deze waarden enkel gebruikt konden worden als een ruwe schatting van de CEC van de bodemstalen (Van Craenendonck, 2018). Van elk bodemstaal worden drie herhalingen

uitgevoerd. Bij elke herhaling wordt 20 mL AgTU toegevoegd. Deze oplossing wordt bereid door bij een thiourea oplossing onder sterk roeren voorzichtig een zilvernitraat oplossing te druppelen. Dit moet zeer rustig gebeuren om zilverneerslag te vermijden. Hier wordt dan op gelijkaardige wijze ammonium acetaat toegevoegd. Dit laatste dient om het complex stabiel te houden. Met behulp van aluminiumfolie wordt de oplossing verduisterd, dit om te vermijden dat het zilver alsnog gaat neerslaan. Indien het zilver toch neerslaat zal er verlies optreden waardoor een incorrecte waarde voor de CEC zal bekomen worden. In dit geval moet de proef herhaald worden.

Na het toevoegen van de AgTU worden de potjes eveneens omwikkeld met aluminiumfolie. Daarna worden ze in een donkere omgeving geschud voor 24 uur. Na schudden wordt de oplossing gefilterd om de aanwezige bodempartikels te verwijderen. De stalen worden daarna verdund met een thiourea-ammoniumacetaat oplossing. Deze wordt gebruikt om de stabiliteit van het complex te behouden. Van elke herhaling worden twee verdunningen gemaakt. Met behulp van een MP-AES wordt daarna de concentratie zilver bepaald. Hierbij wordt gebruik gemaakt van een zilver standaardreeks. Rekening houdend met een selectiviteitsfactor $K_c(\text{Ag}^+/\text{NH}_4^+)$ van 45 wordt hieruit ook de NH_4^+ geadsorbeerd op de bodem bepaald. Het resultaat wordt uitgedrukt in milli equivalenten per kg bodem (Wannijn, Cation Exchange Capacity (CEC), Silver Thiourea Method, 2019).

6.2.3 Resultaten

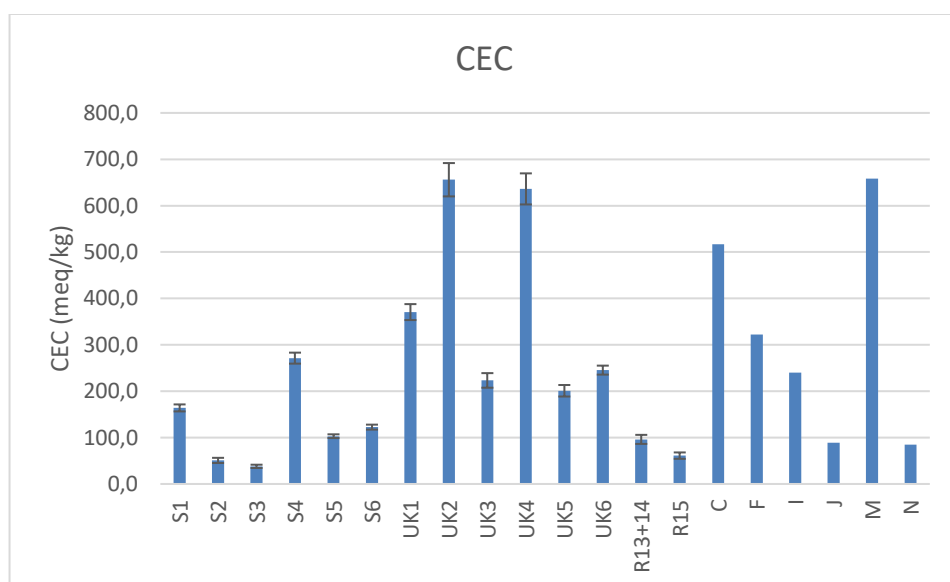
De MP-AES bepaalt het gehalte aan zilver in de gefilterde oplossing en eveneens in de originele AgTU oplossing. Door deze twee te vergelijken kan worden bepaald hoeveel zilver er tijdens de equilibratie gebonden is op de bodem. Zilver is echter niet het enige ion dat bindt op de bodem, het ammonium ion van de ammonium acetaat zal hier eveneens deels op binden. De verhouding tussen het gehalte zilver ionen en ammonium ionen die gebonden zijn is een gekende waarde. Met behulp van deze en het gehalte zilver gebonden op de bodem kan het gehalte ammonium dat gebonden is bepaald worden (Wannijn, Cation Exchange Capacity (CEC), Silver Thiourea Method, 2019). Met deze waarden kan doormiddel van vergelijking 4 de CEC berekend worden. Deze wordt uitgedrukt in milli equivalenten per kilogram.

$$CEC \left(\frac{meq}{kg} \right) = \left(\frac{meq \text{ Ag}}{g \text{ bodem}} + \frac{meq \text{ NH}_4^+}{g \text{ bodem}} \right) \times 1000 \quad \text{Vergelijking 4}$$

In Tabel 4 worden de resultaten gegeven voor de gemeten bodemstalen. Hierbij wordt telkens de standaarddeviatie gegeven van de verschillende herhalingen die zijn gemeten. In Figuur 6 worden de resultaten grafisch voorgesteld. De bijgevoegde foutbalken geven de standaarddeviatie weer. In de grafiek worden eveneens de resultaten van de Belgische bodems C tot N weergegeven. Deze werden niet in dit experiment bepaald maar in een vooraf uitgevoerd experiment. Van deze waarden zijn geen standaarddeviaties bekend.

Tabel 4 Resultaten CEC met standaarddeviatie

Bodemstaal	CEC meq/kg	Standaarddeviatie meq/kg
S1	164,0	7,52
S2	50,8	5,57
S3	38,0	3,54
S4	271,3	11,84
S5	103,0	4,03
S6	122,6	5,33
UK1	370,6	17,19
UK2	655,9	35,94
UK3	223,3	15,74
UK4	636,2	33,52
UK5	201,0	12,44
UK6	245,5	9,72
R13+14	96,1	9,76
R15	61,1	6,88



Figuur 6 Resultaten CEC met foutbalken van +/- 1 standaarddeviatie

Uit de resultaten blijkt dat de CEC tussen de verschillende bodems vrij sterk varieert. Over het algemeen hebben de Engelse en Belgische bodems de hoogste CEC. Bij de Spaanse en Noorse bodems ligt de CEC relatief laag. Op de bodems met hoge CEC zijn waarschijnlijk meer negatief geladen groepen aanwezig, wat betekent dat er meer potentiële adsorptieplaatsen zijn.

6.3 Bepaling radiocesium interceptie potentiaal

6.3.1 Methode

De bepaling van de RIP van bodemstalen kan opgedeeld worden in verschillende fases. De eerste fase is de voorbereiding, waarbij de RIP-oplossing en een dialysemembraan zakje worden gemaakt. De RIP-oplossing is een oplossing met een concentratie van 100 mM Ca^{2+} en 0,5 mM K^{+} opgelost in gedemineraliseerd water. Daarna wordt het membraan zakje bereid. Dit wordt eerst gedaan door het zakje nat te maken en één van de twee uiteinden vast te knopen zoals afgebeeld in Figuur 7. Hier wordt dan 1 gram bodem ingebracht waarna het wordt gevuld met 10 mL RIP-oplossing. Dit wordt gesloten met een gelijkaardige knoop, waarbij er wordt gezorgd dat er zeker spanning op het zakje blijft. Dit wordt getoond in Figuur 8. Dit zakje wordt dan in een potje gevuld met 150 mL RIP-oplossing gebracht.

In de tweede fase wordt het staal in equilibrium met de RIP-oplossing gebracht. Dit gebeurt door het zakje enkele uren te laten schudden in het potje met de RIP-oplossing, waarna deze oplossing wordt ververst. Dit wordt enkele malen herhaald. De derde fase begint nadat het staal op equilibrium is gebracht. In deze fase wordt er opnieuw 150 mL RIP-oplossing toegevoegd aan het potje, maar deze oplossing is gecontamineerd met een gekende hoeveelheid radiocesium. Het potje wordt dan 24 uur geschud. In deze periode zal het radiocesium de mogelijkheid hebben om op de bodem te gaan adsorberen. Na deze 24 uur wordt het membraan zakje dan uit de oplossing gehaald.



Figuur 7 Knoop RIP zakje

Noot: Van Hees, M. (2015). Procedure for the determination of radiocaesium interception potential (RIP).



Figuur 8 Gesloten RIP zakje

Noot: Van Hees, M. (2015). Procedure for the determination of radiocaesium interception potential (RIP).

De laatste fase is de meting van de oplossing. Van de overblijvende RIP-oplossing in de potjes wordt telkens 20 mL in nieuwe 20 mL-potjes gebracht. Deze worden in een gamma teller gebracht, welke de activiteit van deze stalen in counts per minuut meet en afhankelijk is van de meetefficiëntie zoals bijvoorbeeld de afstand van het staal tot de detector. Met behulp van een standaardreeks kan dit worden omgezet naar Becquerel per mL. Door te vergelijken met blanco oplossingen kan worden bepaald hoeveel radiocesium geadsorbeerd is aan de bodem. Met behulp van vergelijking 2 wordt de RIP dan bepaald. (Van Hees, 2015; Wauters, Vidal, Elsen, & Cremers, 1996).

6.3.2 Proefopzet

Het experiment wordt uitgevoerd op de SB bodemstalen. Deze worden opgedeeld in vijf batches van elk vier bodems. De eerste vier batches worden gecontamineerd met een oplossing die een activiteit van 200 Bq/mL bevat. De vijfde batch bestaat uit bodems waarvan wordt verwacht dat ze een hoge RIP zullen hebben. Dit doordat deze bodems een hoge RIP waarde hadden bij een eerder uitgevoerd experiment (Van Craenendonck,

2018). Vanwege deze reden worden zij gecontamineerd met een oplossing die 400 Bq/mL bevat. Elke bodem wordt in drievoud getest om mogelijke toevallige fouten te vermijden. Dit geeft een totaal van 15 stalen per batch. De bodemstalen worden eerst in het membraanzakje gebracht. Dit wordt gevuld met de RIP-oplossing en afgesloten. De zakjes worden dan in een potje met RIP-oplossing gebracht en voor acht uur geschud op kamertemperatuur. Er wordt een parafilm rond het potje gehangen om de kans op lekken te verminderen. Na deze acht uur wordt de RIP-oplossing ververst en wordt er voor zestien uur geschud. Deze twee stappen worden nog eens herhaald. De laatste keer wordt er echter een radioactieve oplossing toegevoegd, waarna er 24 uur wordt geschud. Deze radioactieve oplossing wordt bereid door de vooraf bereide RIP-oplossing te contamineren met een RCs oplossing van zo'n 1000 kBq/mL. Bij de gecontamineerde oplossing worden de potjes na de parafilm eveneens omwikkeld met papier. Dit om te vermijden dat bij eventuele lekken er contaminatie met radioactief materiaal optreedt.

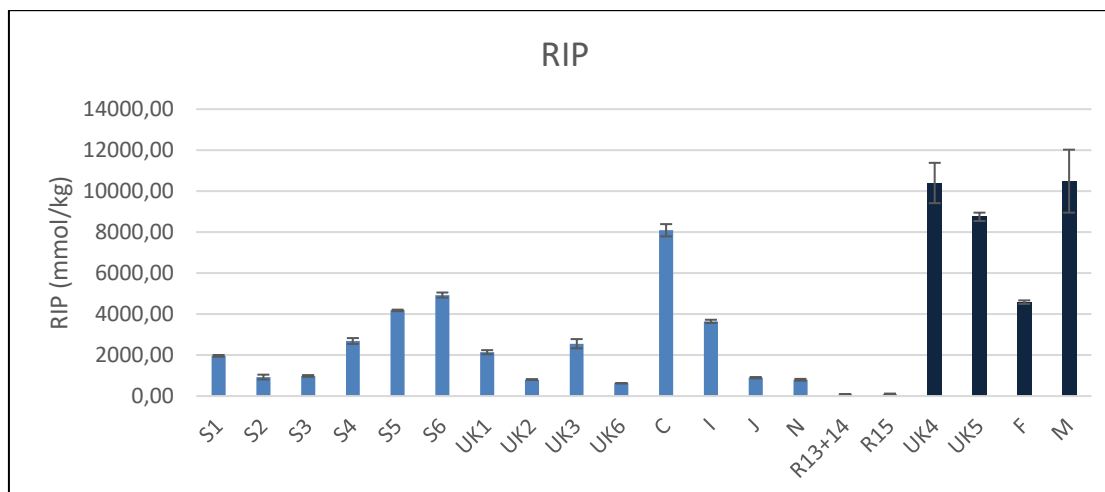
Na het schudden met de radioactieve oplossing wordt het membraanzakje verwijderd, en de overblijvende oplossing wordt overgebracht in 20 mL polyethyleen potjes. Per staal worden telkens drie potjes gevuld met 20 mL. Dit om eventuele fouten nog verder te kunnen uitsluiten. Uit de oorspronkelijk gecontamineerde RIP-oplossing worden eveneens enkele 20 mL potjes gevuld, deze dienen om te controleren welke activiteit de gecontamineerde oplossing juist bevat. Door de activiteit hiervan te vergelijken met de activiteit van de stalen, kan er bepaald worden hoeveel RCs er is geadsorbeerd op de bodem. De activiteit wordt gemeten met behulp van een gamma teller. Bij de berekeningen wordt voor de oplossingen van een dichtheid van 1 kg/L uitgegaan. Dit zal voor lichte afwijkingen zorgen, maar deze zijn verwaarloosbaar (Van Hees, 2015).

6.3.3 Resultaten

De gebruikte gamma-teller geeft een resultaat in counts per minuut. Om dit om te zetten naar Becquerel wordt er gebruik gemaakt van een standaardreeks met gekende activiteit. Met behulp van deze standaardreeks kan de activiteit van de stalen in Bq bepaald worden. Door middel van vergelijking 1 van hoofdstuk 4.1 wordt de verdelingscoëfficiënt K_d berekend. Met deze K_d en de concentratie K^+ die in dit experiment 0,5 mmol/L bedraagt, kan de RIP berekend worden. Dit aan de hand van vergelijking 2 uit hoofdstuk 4.2. Deze resultaten worden getoond in Tabel 5. Er wordt telkens met de gemiddelde waarden gewerkt van de herhalingen, en de standaard deviatie wordt hier steeds vermeld. Bij de stalen wordt gewerkt met een gecontamineerde RIP-oplossing met een activiteit van 200 Bq/mL. Enkel bij de laatste vier bodems wordt gebruik gemaakt van een RIP-oplossing van 400 Bq/mL. In Figuur 9 worden de resultaten van de RIP grafisch voorgesteld. De bijgevoegde foutbalken stemmen overeen met de standaarddeviatie.

Tabel 5 Resultaten K_d en RIP. De laatste vier bodems werden met een hogere activiteit besmet

Bodemstaal	K_d (L/kg)	RIP (mmol/kg)	St. dev. RIP (mmol/kg)	Bodemstaal	K_d (L/kg)	RIP (mmol/kg)	St. dev. RIP (mmol/kg)
S1	3923	1962	42,6	C	16181	8091	299,1
S2	1859	930	115,9	I	7290	3645	78,4
S3	1964	982	43,1	J	1795	897,4	31,6
S4	5373	2686	143,0	N	1589	794,6	44,6
S5	8365	4182	35,4	R13+14	163,7	81,8	0,97
S6	9861	4931	122,9	R15	206,6	103,3	18,6
UK1	4279	2140	102,1	UK4	20791	10395	984,0
UK2	1613	807	20,2	UK5	17491	8745	204,2
UK3	5110	2555	225,6	F	9168	4584	85,2
UK6	1250	625	9,81	M	20973	10486	1536



Figuur 9 Resultaten RIP met foutbalken van +/- 1 standaarddeviatie

Uit de resultaten blijkt dat de RIP van de verschillende bodemstalen sterk varieert. De standaarddeviaties zijn bij de meeste stalen vrij laag. De laatste vier bodems hebben zoals verwacht bij de laatste batch een vrij hoge RIP. Enkel F ligt lager dan verwacht, terwijl bodemstaal C dan weer hoger ligt ondanks dat deze niet tot de laatste batch behoort.

6.4 Bepaling van het uitwisselbare K, Ca en Mg in de bodem

6.4.1 Methode

Een gegeven hoeveelheid bodem wordt behandeld met een ammoniumacetaat oplossing. De ammonium kationen gaan andere geadsorbeerde ionen vervangen en hun plaats innemen op de bodem. Dit wordt geëquilibreerd, waarna de oplossing met MP-AES geanalyseerd wordt. Doordat het ammonium zout de geadsorbeerde kationen zal verdrijven uit de oplossing, komen deze kationen in oplossing. Door deze kationen te meten kan hun gehalte geadsorbeerd aan de bodem bepaald worden. Deze methode wordt voornamelijk uitgevoerd om het gehalte uitwisselbare kalium ionen te bepalen, aangezien deze rechtstreeks invloed hebben op de adsorptie en opname door planten van RCs (Wannijn, Ammonium acetate extraction at pH 7, 2015). Een andere naam voor deze methode is 'exchangeable' of 'exchangeable cations', vanwege dat het ammonium de andere kationen gaat vervangen.

6.4.2 Proefopzet

Dit experiment wordt uitgevoerd op de bodemstalen van SB, SAG, SBS, SAS en SBR. Hiervan wordt telkens 1 gram bodem in een 20 mL potje gebracht, en aangelengd met 18 mL van een ammoniumacetaat oplossing van 1 M. Er wordt slechts 18 mL toegevoegd i.p.v. 20 mL, zodat de oplossing voldoende de mogelijkheid heeft om te schudden. Dit wordt voor 24 uur geschud om te equilibreren. Er wordt gebruik gemaakt van ammonium acetaat omdat deze een pH geeft van ± 7 . Bij deze pH zullen enkel de te analyseren ionen gemeten worden (Koneremann, 2017; Wannijn, Ammonium acetate extraction at pH 7, 2015). De oplossingen worden dan gefiltreerd om de aanwezige bodemdeeltjes te verwijderen, en deze worden vervolgens 10x verdund en gemeten met een MP-AES-toestel. Hoewel enkel het kaliumgehalte belangrijk is voor dit onderzoek, wordt het calcium- en magnesiumgehalte eveneens gemeten. Dit omdat het toestel dit simultaan kan meten, en dit mogelijk nuttig kan zijn voor verdere onderzoeken. Met behulp van een standaardreeks kan de concentratie aan deze ionen dan bepaald worden. De

concentratie in μg per g bodem wordt berekend aan de hand van vergelijking 5. Dit wordt verder omgerekend naar milli equivalenten per 100 g bodem met behulp van vergelijking 6. (Wannijn, Ammonium acetate extraction at pH 7, 2015). De stalen worden eveneens in een gamma teller geplaatst. Dit om het uitwisselbaar gehalte aan radiocesium aanwezig op de bodem ook te kennen.

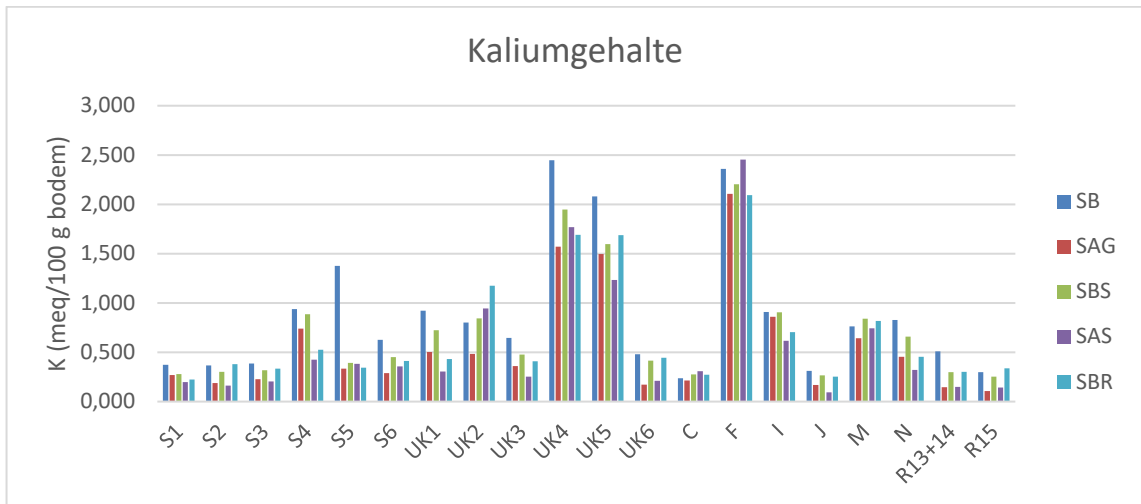
$$\text{Conc} \left(\frac{\mu\text{g}}{\text{g bodem}} \right) = \frac{m \text{ extractie opl (g)} * c \text{ MP-AES (ppm)}}{\text{Massa bodem (g)}} \quad \text{Vergelijking 5}$$

$$\text{Conc} \left(\frac{\text{meq}}{100 \text{ g bodem}} \right) = \frac{\text{Conc} (\mu\text{g/g}) * \text{ionische lading}}{\text{Molaire massa (g/mol)} * 10} \quad \text{Vergelijking 6}$$

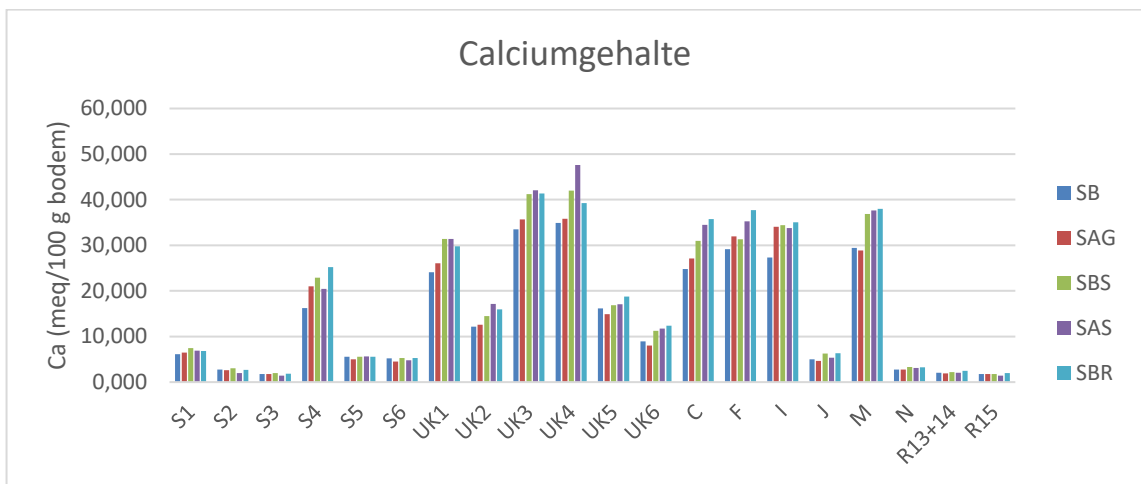
6.4.3 Resultaten

Met behulp van de eerdergenoemde vergelijkingen kan het gehalte aan kalium, calcium en magnesium bepaald worden. Deze resultaten worden weergegeven in bijlage 1. Hierbij wordt eveneens de RCs activiteit van de bodem weergegeven in Bq/g bodem. In Figuur 10, Figuur 11 en Figuur 12 worden respectievelijk de concentraties van kalium, calcium en magnesium voor de verschillende bodemstalen grafisch weergegeven.

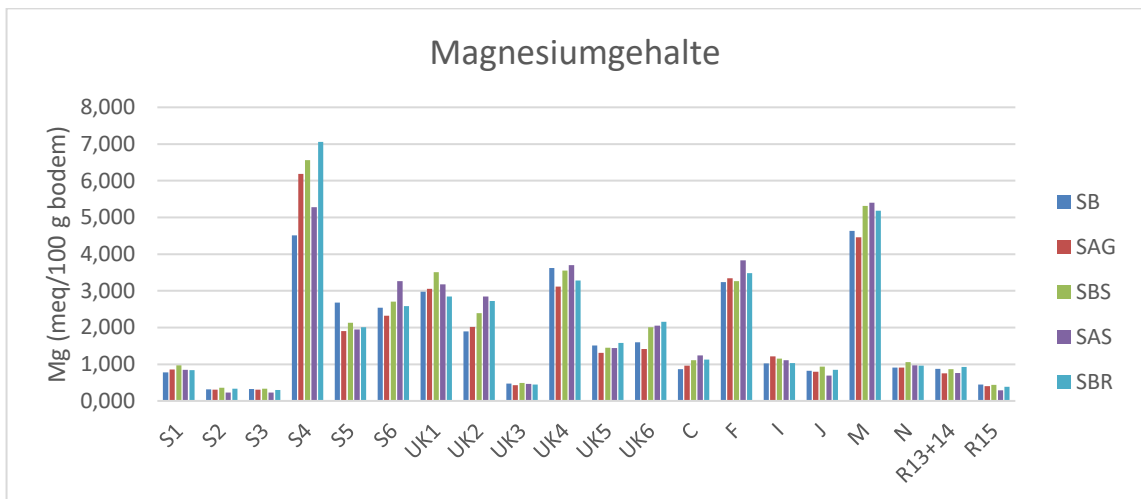
Het kaliumgehalte is bij dit onderzoek de belangrijkste parameter. UK4, UK5 en F hebben voor alle bodemstalen de hoogste waarden. De andere bodems hebben lagere waarden die slechts licht van elkaar verschillen. Het gehalte aan calcium in de bodem ligt ongeveer een factor 10 hoger dan het gehalte aan kalium. Vooral enkele Engelse en Belgische bodems hebben de hoogste calciumgehalten. Terwijl enkele andere bodems relatief lage calciumwaarden hebben. Het gehalte aan magnesium ligt in dezelfde grootteorde als het gehalte kalium. In één van de Spaanse bodems is het magnesiumgehalte een factor 2 of meer hoger dan in de meeste andere bodems.



Figuur 10 Uitwisselbaar kaliumgehalte verschillende bodemstalen



Figuur 11 Uitwisselbaar calciumgehalte verschillende bodemstalen



Figuur 12 Uitwisselbaar magnesiumgehalte verschillende bodemstalen

De verschillende gemeten bodemstalen SB tot en met SBR hebben voor elke bodem steeds resultaten die weinig variëren. Bij kalium valt het echter op dat voor veel bodems het gehalte lager is bij de bodemstalen na de plantexperimenten, namelijk SAG en SAS. Dit valt te verwachten, aangezien de planten doorheen hun groei kalium zullen opnemen. De bodemstalen SB, SBS en SBR worden echter opnieuw bemest voor elk volgend plantexperiment, waardoor hier het gehalte aan kalium terug zal stijgen. Bij de bemesting van de bodems wordt echter geen calcium en magnesium toegevoegd. Bijgevolg is hier geen opvallend verschil merkbaar tussen de bemeste bodemstalen en de stalen na de plantexperimenten.

6.5 Bepaling van de radiocesium transferfactor voor spinazie en radijs

6.5.1 Algemene proefopzet

De bodems gebruikt in dit experiment werden in een vorig experiment al gecontamineerd met RCs. Elk bodemstaal wordt eerst bemest met een vooraf bereide bemestingsoplossing. Er wordt een bemestingsvloeistof bereid die ideaal is voor de gebruikte planten. Deze bevat een bepaald gehalte aan stikstof, fosfor en kalium. Na toevoegen van de bemestingsvloeistof worden de bodems op de geschatte veldcapaciteit gebracht. Deze wordt bepaald door de bodem eerst volledig met water te verzadigen. De veldcapaciteit wordt dan geschat door het gehalte water nodig voor verzadiging te halveren. De veldcapaciteit is het gehalte aan water waarbij verticale migratie van het water door zwaartekracht verwaarloosbaar is. Hoewel dit niet volledig correct is wordt dit vaak aanzien als het watergehalte waarbij de opname van voedingsstoffen en water door de planten ideaal is. (De Jong Van Lier, 2017; Kirkham, 2005; Van Craenendonck, 2018). Elk bodemstaal wordt dan dooreen gemengd om een homogeen geheel te verkrijgen, en wordt verdeeld over drie potten. Per pot worden dan telkens vier zaadjes geplant. Rond de pot wordt een huls geplaatst om te vermijden dat de wortels blootgesteld worden aan licht, dit zou nadelige effecten kunnen hebben (Yokawa, Fasano, Kagenishi, & Baluska, 2014). De plantjes worden in een serre geplaatst tot ze volledig volgroeid zijn. Gedurende dit experiment zal er water verdampen en zal dit dus moeten worden bijgevuld. De bodems worden steeds ongeveer op veldcapaciteit gehouden. Wanneer de planten volgroeid zijn, worden ze geoogst en wordt de activiteit gemeten. Op basis van de activiteit in de plant en de activiteit van de bodem kan de transferfactor bepaald worden door gebruik te maken van vergelijking 3 uit hoofdstuk 5.

Na het meten van de activiteit worden de plantstalen gemineraliseerd. Dit houdt in dat ze eerst verast worden in een moffeloven op 500 °C. Daarna wordt er 1,5 ml geconcentreerd HCl toegevoegd om de stalen op te lossen. Deze HCl wordt dan verdampt waarna de stalen opnieuw in de moffeloven gebracht worden om de verassing te vervolledigen. Als laatste wordt er aan deze stalen 2 mL 1M HCl toegevoegd en worden ze aangelengd tot 20 mL. Al de organische verbindingen zijn nu uit de stalen verwijderd, en de relevante kationen zoals kalium, magnesium en calcium zijn volledig in oplossing (Wannijn, Mineralization of plant material, 2018; Wannijn, Organic fraction: Loss on Ignition (LOI) - method, 2018).

6.5.2 Proefopzet spinazie

De eerst gebruikte plant is spinazie. Er werd al eerder een proef gedaan op de bodemstalen waarbij gras werd gebruikt. Aan deze bodem is nieuwe bemestingsvloeistof toegevoegd waarna in elke pot vier spinazie zaadjes worden geplant. 35 dagen na het zaaien van de spinazie worden de planten geoogst. Van de spinazie worden enkel de bladeren geoogst. De planten worden ongeveer een centimeter boven het begin van de wortel afgeknipt, en proper gemaakt om mogelijke contaminatie met bodemdeeltjes te vermijden. Daarna worden ze gedroogd op 70 °C en met behulp van een gammateller gemeten om de RCs activiteit te bepalen. Alle planten van eenzelfde pot worden steeds samen gemeten. Nadat de activiteit bepaald is, worden de stalen gemineraliseerd en op een totaal volume van 20 mL gebracht, waarna met behulp van de MP-AES de concentratie aan kalium, calcium en magnesium in de stalen wordt bepaald. De RCs activiteit van de gemineraliseerde oplossing wordt eveneens bepaald. Deze wordt verder gebruikt om de transferfactor te bepalen, aangezien het toestel bedoeld is om potjes gevuld tot 20 mL te meten. Indien er met de activiteit wordt gewerkt van de niet gemineraliseerde spinazie zal dit afwijkingen geven van de juiste waarde. Figuur 13 tot Figuur 15 toont de spinazie op verschillende momenten in hun groei. Figuur 16 toont verschillende volgroeide spinazie planten.



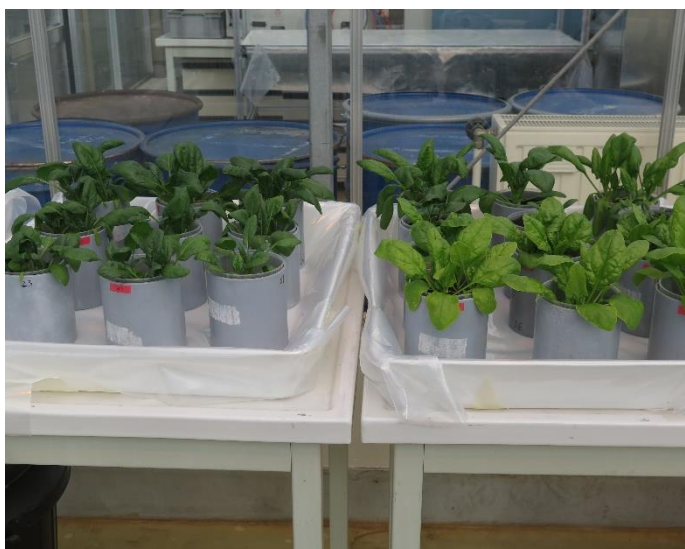
Figuur 13 Spinazie met eerste kiemblaadjes



Figuur 14 Spinazie met eerste nieuwe blaadjes



Figuur 15 Volgroeide spinazieplant



Figuur 16 Opstelling van het experiment in de serre

6.5.3 Resultaten spinazie

Enkele spinazieplanten zijn tijdens het experiment niet goed gegroeid. De voornaamste bodems waarop de groei van de spinazie slecht was zijn de bodems S1, S2, S3, UK2 en R15. Mogelijk zou dit een invloed kunnen hebben op de opname van het RCs door de planten. Een oorzaak hiervoor is dat er enkele bodems een hoog kleigehalte hebben en zeer hard zijn, dit maakt het erg moeilijk voor de plantenwortels om in deze bodems door te dringen. Wegens tijdsgebrek is het gehalte aan kalium, magnesium en calcium niet meer bepaald.

De RCs activiteiten van de planten worden gemeten met een gammateller die een resultaat geeft in counts per minuut. Met behulp van een standaardreeks wordt dit naar Bq/staal omgezet. In Tabel 6 worden deze gemeten activiteiten weergegeven. De RCs activiteit van het staal per gram drooggewicht is voor alle plantenstalen berekend met de metingen van de gemineraliseerde oplossing. Enkel bij bodemstaal UK4 is het resultaat van het gedroogd plantmateriaal gebruikt, omdat de RCs activiteit van de gemineraliseerde oplossing onder de detectielimiet lag. De RCs activiteiten van de bodems werden in een eerdere studie bepaald (Van Craenendonck, 2018).

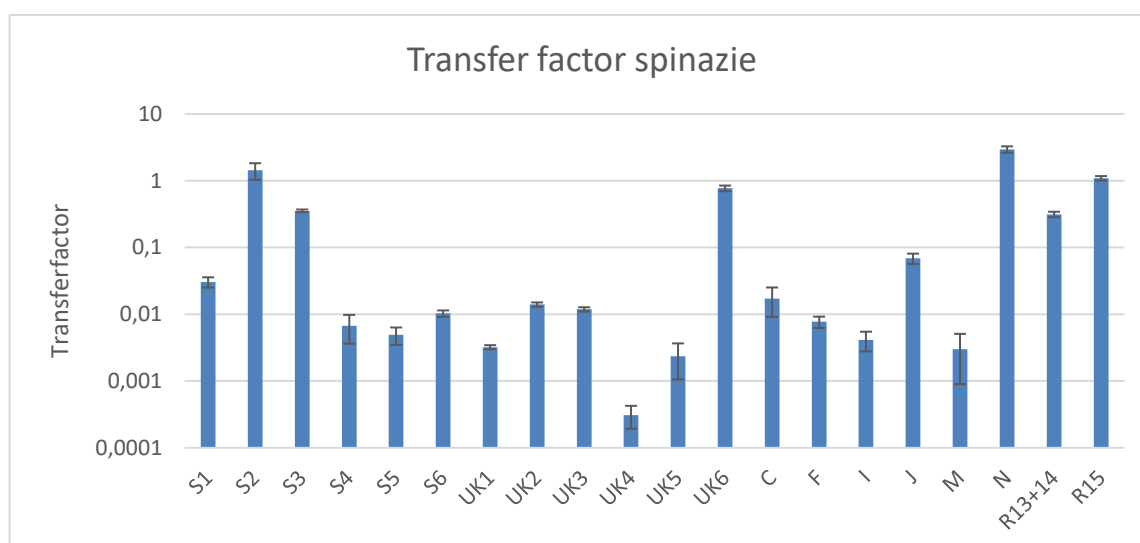
Tabel 6 RCs activiteiten in de bodems en droog gewicht spinazie

Staal	Activiteit bodem (Bq/staal)	Activiteit droog gewicht (Bq/g)	Staal	Activiteit bodem (Bq/staal)	Activiteit droog gewicht (Bq/g)
S1	371	11,28	UK5	367	0,866
S2	347	496,0	UK6	367	282,9
S3	327	115,7	C	381,72	6,56
S4	365	2,45	F	350,55	2,71
S5	402	1,97	I	332,47	1,373
S6	374	3,84	J	345,14	23,69
UK1	382	1,23	M	353,57	1,06
UK2	411	5,75	N	348,92	1029,8
UK3	374	4,44	R13+14	348,66	109,40
UK4	359	0,111	R15	340,31	370,91

In Tabel 7 wordt de gemiddelde transferfactor van de verschillende bodemstalen weergegeven. Deze wordt berekend met vergelijking 3 uit hoofdstuk 5. Hierbij weergegeven is de standaarddeviatie tussen de drie verschillende potten. Dit wordt grafisch voorgesteld in Figuur 17. Wegens het zeer grote verschil van enkele grootteordes tussen de verschillende bodemstalen wordt er gebruik gemaakt van een logaritmische schaal. De foutbalken tonen +/- 1 standaarddeviatie.

Tabel 7 RCs transferfactor voor spinazie

Staal	TF ((Bq/g plant) / (Bq/g grond))	St. Dev.	Staal	TF ((Bq/kg plant) / (Bq/kg grond))	St. Dev.
S1	3,04E-02	5,35E-03	UK5	2,36E-03	1,30E-03
S2	1,43	3,99E-01	UK6	7,71E-01	7,55E-02
S3	3,54E-01	1,72E-02	C	1,72E-02	8,02E-03
S4	6,71E-03	3,08E-03	F	7,72E-03	1,49E-03
S5	4,91E-03	1,43E-03	I	4,13E-03	1,35E-03
S6	1,03E-02	1,14E-03	J	6,87E-02	1,22E-02
UK1	3,22E-03	2,27E-04	M	3,00E-03	2,10E-03
UK2	1,40E-02	1,03E-03	N	2,95	3,20E-01
UK3	1,19E-02	8,68E-04	R13+14	3,14E-01	2,93E-02
UK4	3,09E-04	1,16E-04	R15	1,09	8,31E-02



Figuur 17 RCs transferfactor spinazie op logaritmische schaal

Er zit veel variatie tussen de TF van de planten van de verschillende bodemstalen. Enkele van deze hebben een relatief hoge standaarddeviatie. De planten van bodemstaal N hebben een zeer hoge TF.

6.5.4 Proefopzet Radijs

De tweede plant die gebruikt wordt is radijs. Deze wordt geplant op dezelfde besmette bodem waarop spinazie werd geteeld. Eerst worden de meeste wortels van de spinazie verwijderd uit de bodem. Daarna wordt er nieuwe bemestingsvloeistof toegevoegd aan de bodems en worden ze gemengd. De bodems worden terug in de potten gebracht en er worden opnieuw vier zadjes geplant. Na 35 dagen wanneer de meeste radijzen volgroeid zijn, zoals getoond in Figuur 18, worden ze geoogst. Bij de radijzen worden zowel de bladeren als de knol geoogst. Figuur 19 toont twee volledige radijzen. De bladeren worden eerst afgeknipt juist boven de knol en gewassen. Daarna worden ze in fijne stukjes geknipt zoals getoond in Figuur 21. Dan wordt de knol uit de bodem verwijderd en gewassen. Het wassen is noodzakelijk om alle bodemdeeltjes te verwijderen. Ook deze knollen worden in stukjes gesneden zoals getoond in Figuur 20. Zowel de bladeren als de knollen worden dan gedroogd op 70 °C en gemeten in de gamma teller. Van elke pot worden steeds alle planten (wel bladeren en knollen apart) samen gemeten. Daarna worden ze gemineraliseerd en wordt de RCs activiteit en het gehalte aan kalium, magnesium en calcium bepaald. Vanwege tijdsgebrek wordt bij deze proef niet gerekend met de gemineraliseerde oplossing maar met de RCs activiteit van het drooggewicht.



Figuur 18 volgroeide radijsplant



Figuur 19 geoogste radijzen



Figuur 20 fijn gesneden radijsknollen



Figuur 21 fijn geknipte radijsblaadjes

6.5.5 Resultaten radijs

Bij de radijs zijn er eveneens planten die tijdens het experiment niet goed zijn gegroeid. De voornaamste bodems waarop de planten niet goed zijn gegroeid zijn de bodems S3, S6, UK5 en R15. Bij UK5 is er slechts op twee van de drie potten groei opgetreden. De slechte groei van enkele planten zal mogelijk invloed hebben op de opname van het RCs uit de bodem. Een oorzaak hiervoor is dat enkele bodems een hoog gehalte klei bevatten en zeer hard zijn. Dit maakt het moeilijker voor de plant om hier doorheen te groeien en zijn wortels uit te breiden. Wegens tijdsgebrek is het gehalte aan kalium, magnesium en calcium niet meer bepaald.

Met behulp van een gamma teller wordt de RCs activiteit van het drooggewicht van de planten bepaald. Dit wordt apart voor de knollen en de bladeren uitgevoerd. Dezelfde RCs bodemactiviteit als in 6.5.3 wordt gebruikt, aangezien de spinazie slechts een zeer beperkte invloed op de totale bodemactiviteit zal gehad hebben. In Tabel 8 en Tabel 9 wordt de gemiddelde RCs activiteit van de bodem en het drooggewicht van het plant materiaal weergegeven van respectievelijk de bladeren en de knollen van de radijs.

Tabel 8 RCs activiteiten bodem en radijs bladeren

Staal	Activiteit bodem (Bq/staal)	Activiteit droog gewicht (Bq/staal)	Staal	Activiteit bodem (Bq/staal)	Activiteit droog gewicht (Bq/staal)
S1	371	14,20	UK5	367	4,672
S2	347	559,8	UK6	367	244,78
S3	327	79,17	C	381,72	526,47
S4	365	269,9	F	350,55	13,604
S5	402	13,27	I	332,47	7,030
S6	374	3,62	J	345,14	982,84
UK1	382	119,6	M	353,57	129,64
UK2	411	17,84	N	348,92	318,02
UK3	374	29,96	R13+14	348,66	2375,3
UK4	359	5,11	R15	340,31	209,38

Tabel 9 RCs activiteiten bodem en radijs knollen

Staal	Activiteit bodem (Bq/staal)	Activiteit droog gewicht (Bq/staal)	Staal	Activiteit bodem (Bq/staal)	Activiteit droog gewicht (Bq/staal)
S1	371	6,88	UK5	367	4,345
S2	347	26,42	UK6	367	57,89
S3	327	8,43	C	381,72	264,16
S4	365	82,44	F	350,55	10,18
S5	402	18,66	I	332,47	9,53
S6	374	4,93	J	345,14	604,62
UK1	382	26,56	M	353,57	57,37
UK2	411	6,09	N	348,92	134,60
UK3	374	12,28	R13+14	348,66	1119,3
UK4	359	5,35	R15	340,31	21,422

Met behulp van deze activiteiten wordt de transferfactor berekend. Deze resultaten worden weergegeven in Tabel 10 en Tabel 11 voor respectievelijk de TF van de bladeren en de knollen. Deze waarden zijn de gemiddelde transferfactoren van de verschillende herhalingen. Figuur 22 toont de transferfactor van de radijzen voor zowel de bladeren als de knollen. Vanwege het grote verschil tussen de verschillende stalen wordt er gebruik gemaakt van een logaritmische schaal. De foutbalken tonen +/- 1 standaard deviatie. Hier valt op dat veel meetwaarden zeer hoge standaard deviaties vertonen. Vooral bij het staal UK5 is er bij zowel de radijsbladeren als radijsknollen een erg hoge standaard deviatie. Een mogelijke oorzaak hiervoor is dat de planten niet steeds even hard gegroeid zijn. Bij deze bodem zijn er eveneens slechts op twee potten radijzen gegroeid.

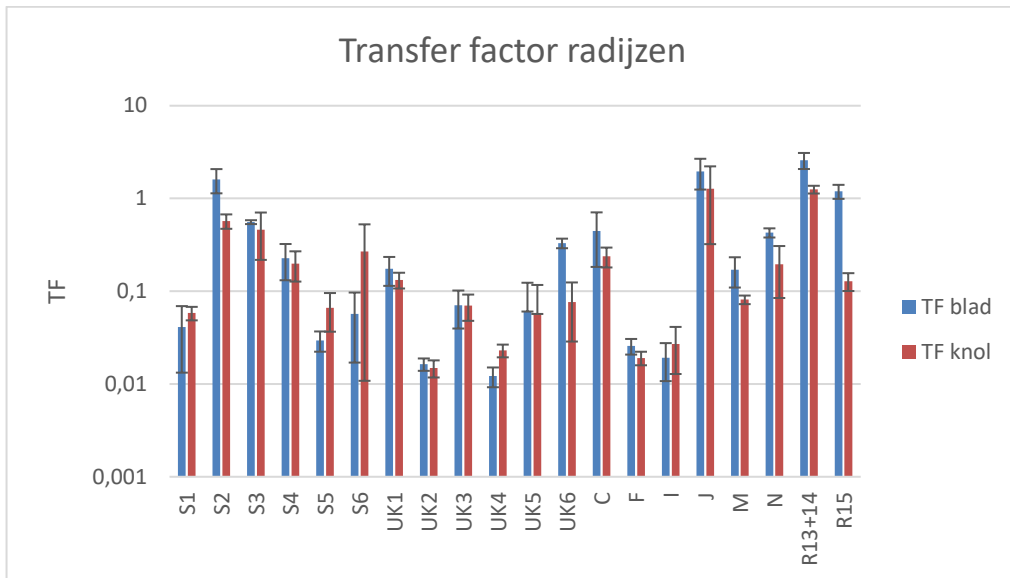
Bij de stalen met hoge TF heeft in veel gevallen het blad een hogere TF dan de knol, terwijl bij de stalen met lage TF de knol vaak een hogere TF heeft.

Tabel 10 RCs transferfactor radijsbladeren

Staal	TF ((Bq/g plant) / (Bq/g grond))	St. Dev.	Staal	TF ((Bq/kg plant) / (Bq/kg grond))	St. Dev.
S1	0,0412	0,0279	UK5	0,0604	0,0631
S2	1,61	0,468	UK6	0,330	0,0390
S3	0,556	0,0266	C	0,445	0,263
S4	0,227	0,096	F	0,0257	0,0049
S5	0,0296	0,0073	I	0,0192	0,008
S6	0,0569	0,0399	J	1,963	0,716
UK1	0,174	0,0600	M	0,171	0,0613
UK2	0,0164	0,0025	N	0,428	0,0483
UK3	0,0707	0,0311	R13+14	2,586	0,509
UK4	0,0122	0,0029	R15	1,197	0,206

Tabel 11 RCs transferfactor radijsknollen

Staal	TF ((Bq/g plant) / (Bq/g grond))	St. Dev.	Staal	TF ((Bq/kg plant) / (Bq/kg grond))	St. Dev.
S1	0,0582	0,0097	UK5	0,0569	0,0599
S2	0,572	0,101	UK6	0,0765	0,0478
S3	0,462	0,244	C	0,238	0,0576
S4	0,198	0,0711	F	0,0191	0,0032
S5	0,0661	0,0295	I	0,0270	0,0142
S6	0,268	0,258	J	1,271	0,949
UK1	0,133	0,0256	M	0,0812	0,0086
UK2	0,0149	0,0031	N	0,196	0,111
UK3	0,0700	0,0221	R13+14	1,251	0,120
UK4	0,0230	0,0036	R15	0,129	0,0280

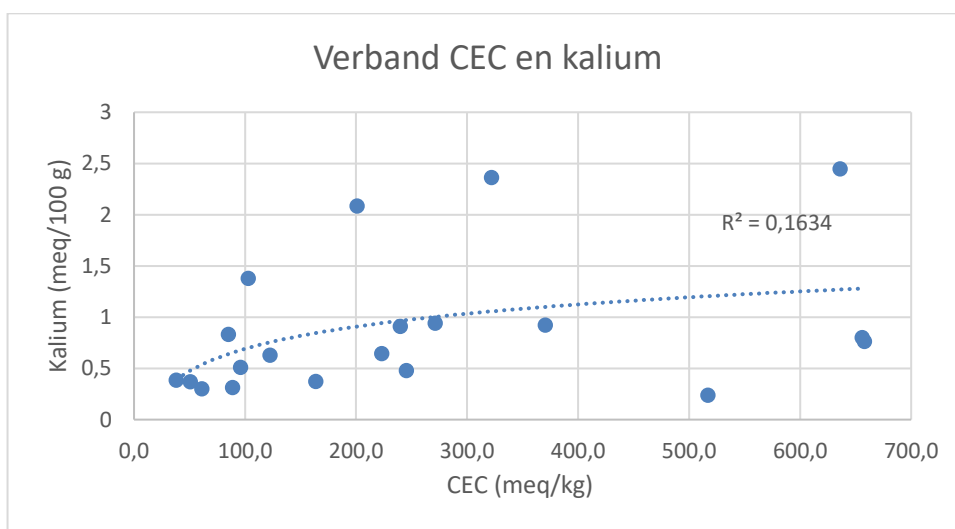


Figuur 22 Transferfactor radijnen met logaritmische schaal

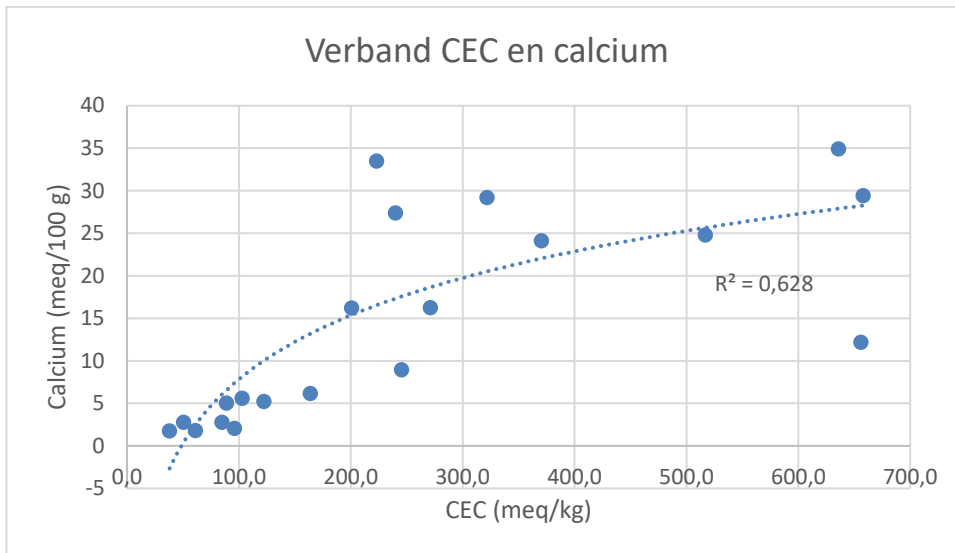
7 DISCUSSIE

7.1 Kationenuitwisselingscapaciteit

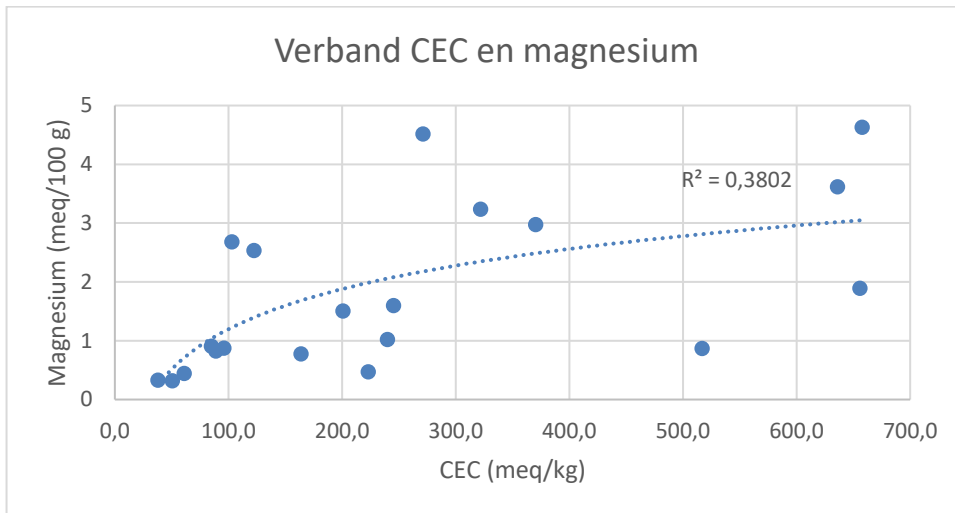
De CEC-waarde is een maat voor het totaal aantal kationen dat kan binden op een bodem. Er wordt verwacht dat deze waarde dus een invloed zal hebben op het gehalte kationen gemeten in 6.4 . In Figuur 23 wordt het verband tussen het uitwisselbaar kalium en de CEC uitgezet, hieruit valt geen significant verband af te leiden. In Figuur 24 en Figuur 25 wordt echter het verband weergegeven tussen de CEC en respectievelijk het uitwisselbaar calcium en magnesium, hier lijkt een stijgend verband aanwezig te zijn. Hieruit kan afgeleid worden dat van de drie gemeten kationen, calcium waarschijnlijk de grootste invloed zal hebben op de CEC. Dit komt ook overeen met het feit dat calcium het kation is waarvan in de meeste bodems het hoogste gehalte aanwezig is. In Figuur 26 wordt er gekeken naar het verband tussen de CEC en de som van de ionen kalium, magnesium en calcium. Ook hier valt een stijgend verband waar te nemen. Dit komt overeen met de verwachting, aangezien dat de CEC aangeeft hoeveel kationen er mogelijk kunnen uitwisselen. Er zijn echter veel punten die afwijken van het logaritmische verband, mogelijk is dit omdat er slechts drie kationen zijn gemeten. Op de meeste bodems zullen eveneens andere kationen gebonden zijn.



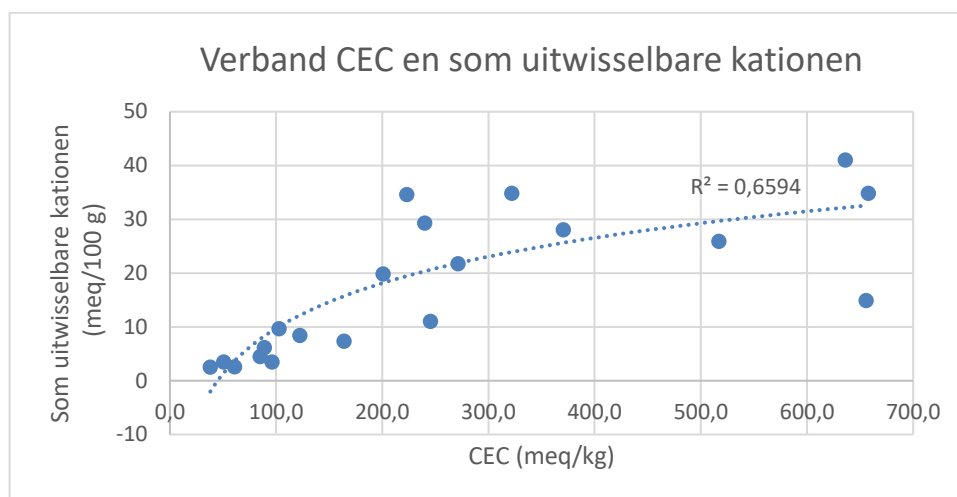
Figuur 23 Verband CEC en kalium



Figuur 24 Verband CEC en calcium



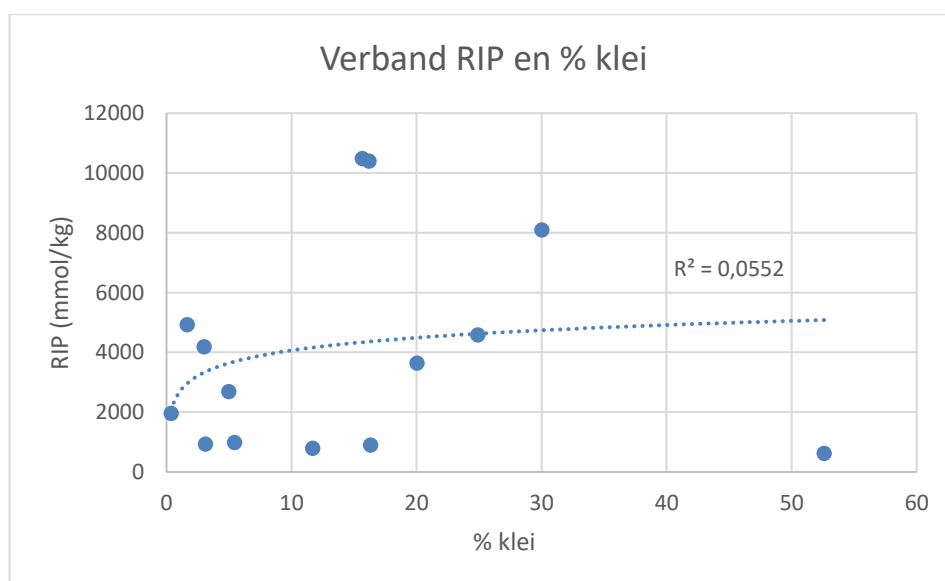
Figuur 25 Verband CEC en magnesium



Figuur 26 Verband CEC en de som van het gehalte kalium, magnesium en calcium

7.2 Radiocesium interceptie potentiaal

Zoals besproken in hoofdstuk 4 wordt verondersteld dat de kleifraction de RCs adsorptie in de bodem sterk beïnvloed. Daarom wordt nagegaan of er een verband is tussen de RIP en het gehalte aan klei in de bodem. Dit wordt getoond in Figuur 27. De RIP kan niet met het kleigehalte van elke bodem vergeleken worden, omdat dit gehalte niet steeds gekend is.

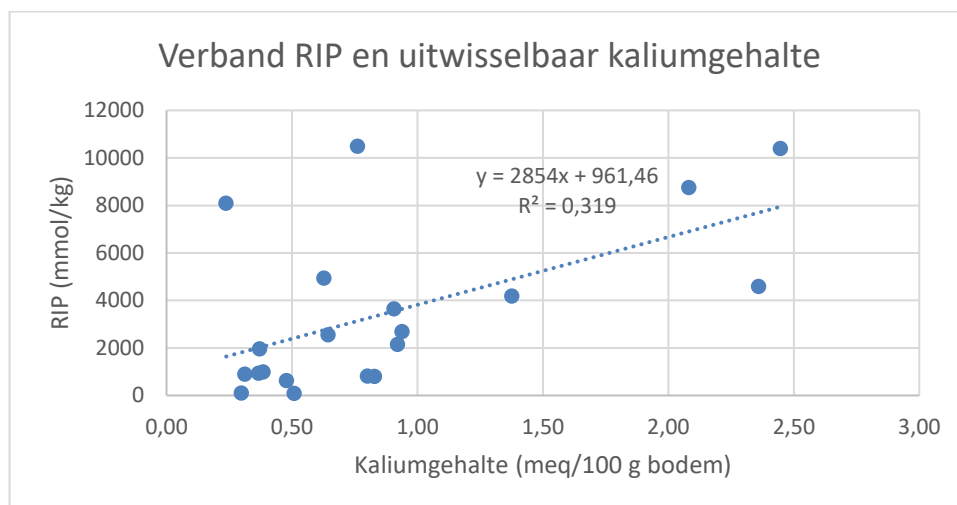


Figuur 27 Verband tussen RIP en kleigehalte

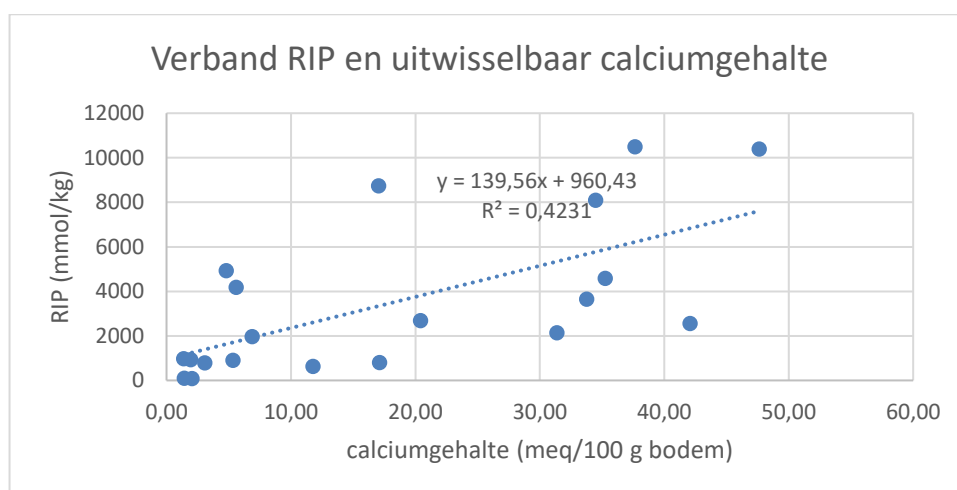
Hoewel dit theoretisch wordt aangegeven is er geen duidelijk verband zichtbaar tussen het kleigehalte en de RIP. Dit heeft mogelijk te maken met de invloed van de vele verschillende parameters op de RIP. Eveneens wordt RCs voornamelijk geadsorbeerd op mica achtige kleistructuren. Er is echter niet bekend welke kleistructuren aanwezig zijn in de bodems. Dit kan mede verklaren waarom er geen duidelijke correlatie is.

Het belangrijkste kation dat invloed gaat hebben op de adsorptie van RCs op de bodem is kalium. In Figuur 28 wordt dit grafisch weergegeven. Er lijkt een stijgend verband aanwezig te zijn. De RIP wordt echter door vele verschillende parameters beïnvloed waardoor het niet zeker is dat deze stijging afkomstig is van het gehalte kalium. In

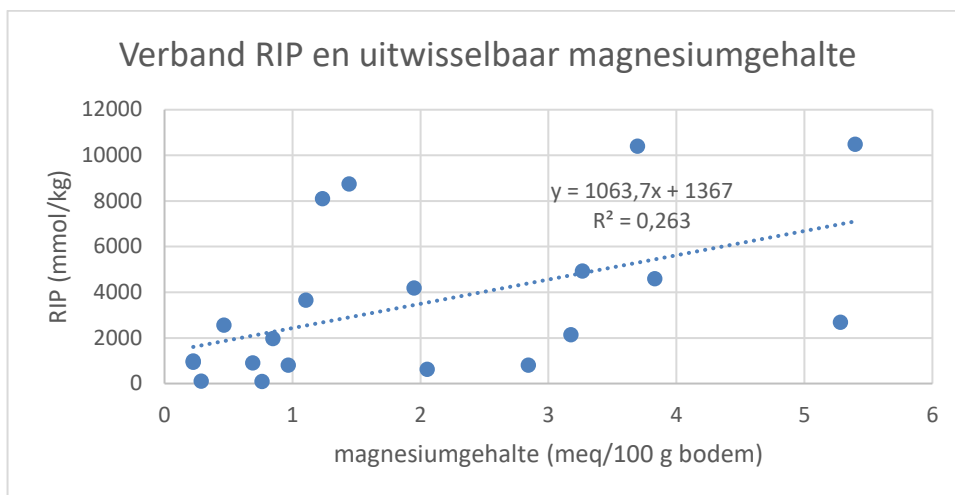
Figuur 29 en Figuur 30 wordt een grafische voorstelling gegeven van de RIP met respectievelijk het gehalte calcium en magnesium. Hoewel deze theoretisch weinig invloed zouden moeten hebben op de RIP lijkt ook bij deze een stijgend verband aanwezig te zijn.



Figuur 28 Verband tussen RIP en uitwisselbaar kaliumgehalte



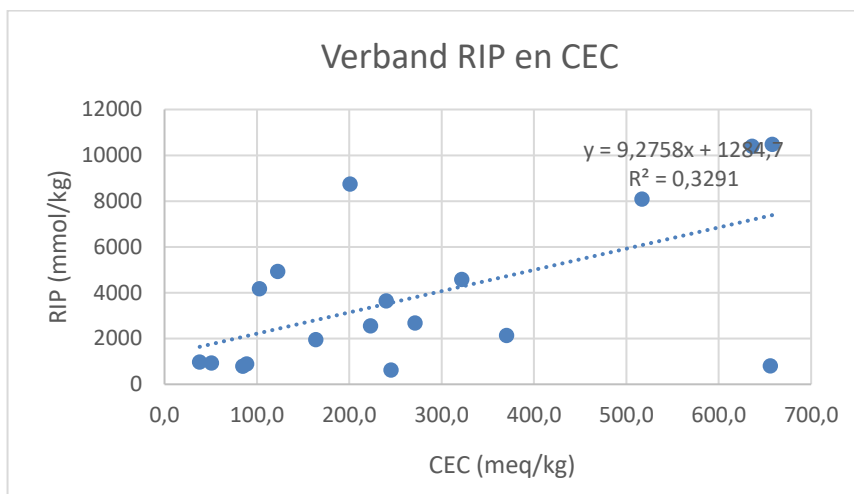
Figuur 29 Verband tussen RIP en uitwisselbaar calciumgehalte



Figuur 30 Verband RIP en uitwisselbaar magnesiumgehalte

Het stijgende verband is echter niet significant. Dit is logisch voor het gehalte aan calcium en magnesium, aangezien bij het experiment deze adsorptieplaatsen volledig worden bezet met een hoog gehalte aan calcium.

Een andere parameter waarvan wordt verwacht dat deze een invloed heeft op de RIP is de CEC. Uit Figuur 31 valt een licht stijgend verband af te leiden. Een verklaring hiervoor is dat er een licht verband is tussen de CEC en de FES waar RCs voornamelijk op gaat adsorberen.

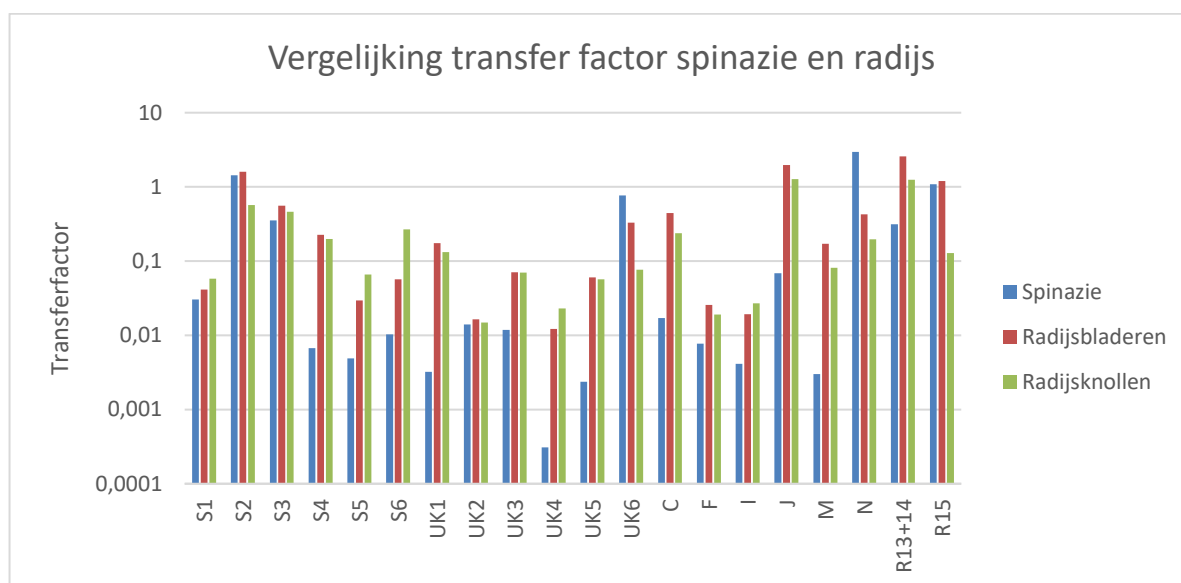


Figuur 31 verband RIP en CEC

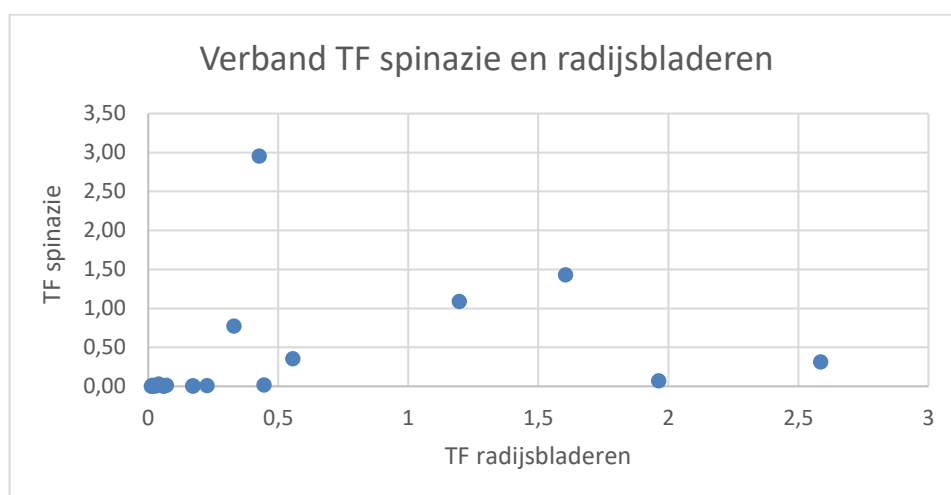
In een volgend onderzoek zou het mogelijk zijn om van de gebruikte bodems de verschillende soorten kleistructuren te bepalen. Met deze kleistructuren zou nagegaan kunnen worden of de RIP wel degelijk vooral bepaald wordt door het gehalte illiet, of dat hier ook factoren een invloed op hebben. Eveneens zou het nuttig kunnen zijn om de bodemparameters te bepalen van de Noorse bodems en van de bodems uit Tabel 2 waarvoor deze nog niet gekend zijn. In dit geval is het dan mogelijk om de RIP ook hiermee te vergelijken.

7.3 Transferfactor

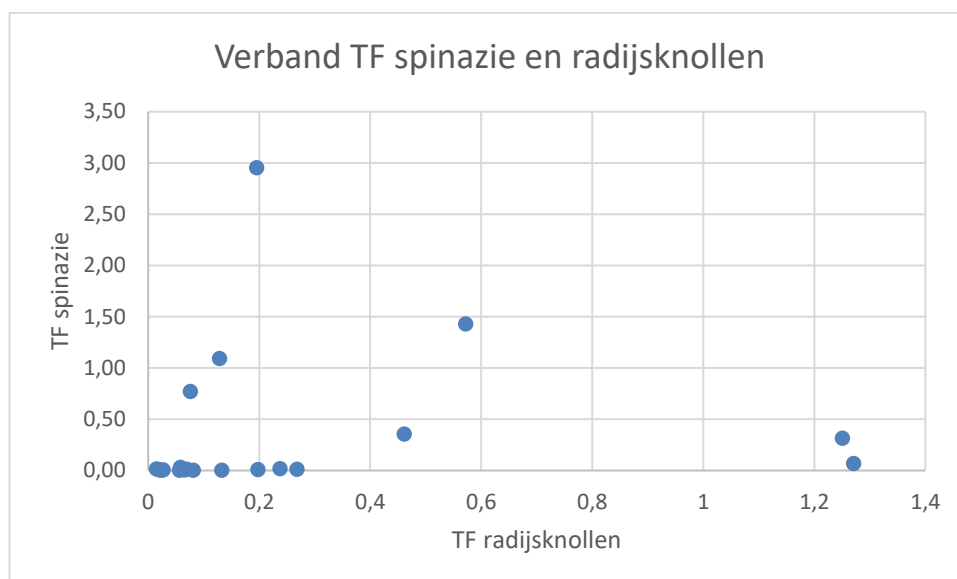
Eerst wordt de transferfactor van de spinazie vergeleken met deze van de radijzen. Dit wordt gedaan met zowel de radijsbladeren als de radijsknollen. In Figuur 32 wordt de transferfactor van spinazie vergeleken met zowel de transferfactor van de radijsbladeren en radijsknollen. Hier valt op dat voor de meeste bodems de radijsbladeren een hogere transferfactor hebben dan de spinazie, waarbij deze in veel gevallen zelfs vele malen hoger is. Enkel bij bodemstaal N en UK6 is de TF hoger bij spinazie. Bij de vergelijking tussen spinazie en de radijsknollen hebben ook de meeste stalen een hogere TF voor de radijzen. Hierbij hebben alleen de stalen S2, UK6, N en R15 een hogere TF bij spinazie. In Figuur 33 en Figuur 34 wordt het verband weergegeven tussen de TF van spinazie met respectievelijk de radijsbladeren en radijsknollen. Hier valt geen correlatie uit af te leiden, wat wil zeggen dat de transferfactor eveneens sterk wordt beïnvloed door de gebruikte plant.



Figuur 32 Vergelijking TF van de spinazie en radijzen

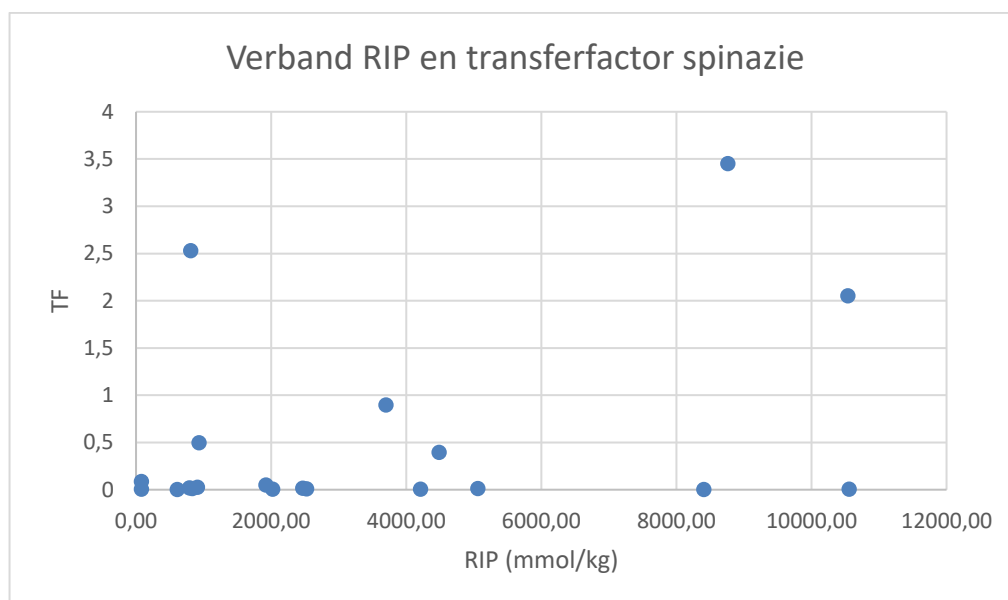


Figuur 33 Verband tussen de TF van de radijsbladeren en de spinazie

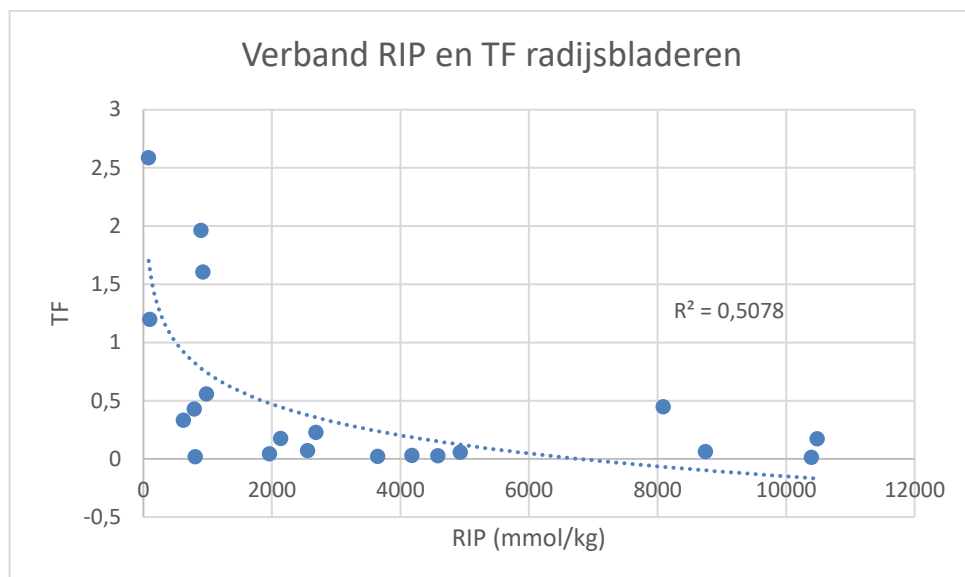


Figuur 34 Verband tussen de TF van spinazie en de radijsknollen

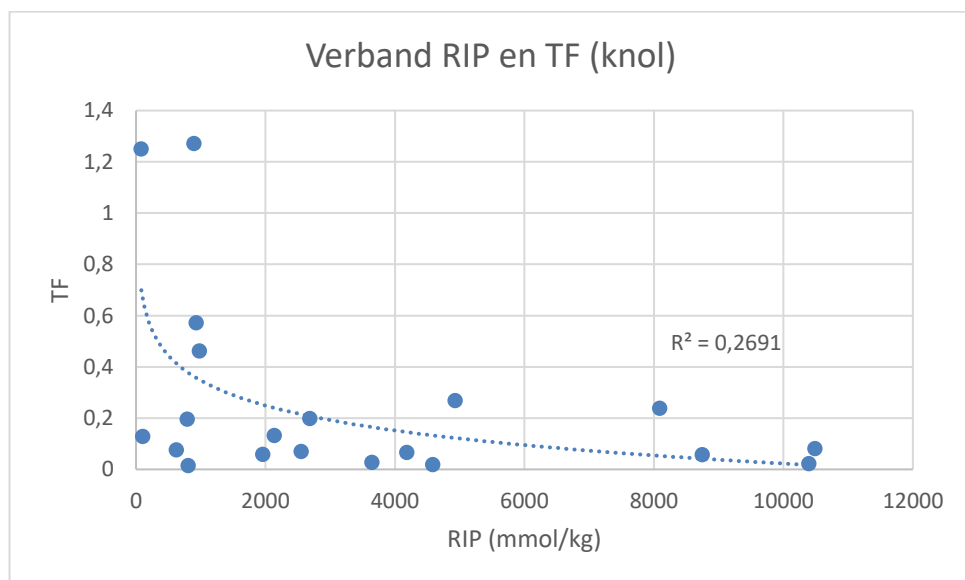
De voornaamste parameter die een invloed zou hebben op de transferfactor is de RIP. Bij een hogere RIP zal er meer RCs worden vastgehouden door de bodem en zal er bijgevolg minder beschikbaar kunnen zijn voor de plant en wordt er bijgevolg ook een lagere TF verwacht. In Figuur 35 wordt het verband tussen de RIP en de transferfactor van de spinazie weergegeven. Hier kan echter geen duidelijke correlatie uit worden bepaald. In Figuur 36 en Figuur 37 wordt hetzelfde verband weergegeven maar dan voor de transferfactor van respectievelijk de radijsbladeren en de radijsknollen. Bij deze lijkt er echter wel een dalend verband aanwezig te zijn. Dit voldoet aan de theoretische verwachtingen. Er zijn mogelijk wel te veel factoren die een invloed hebben op de transfer van RCs naar planten, wat het relatief zwakke verband verklaart.



Figuur 35 Verband tussen de RIP en de transferfactor van de spinazieplanten

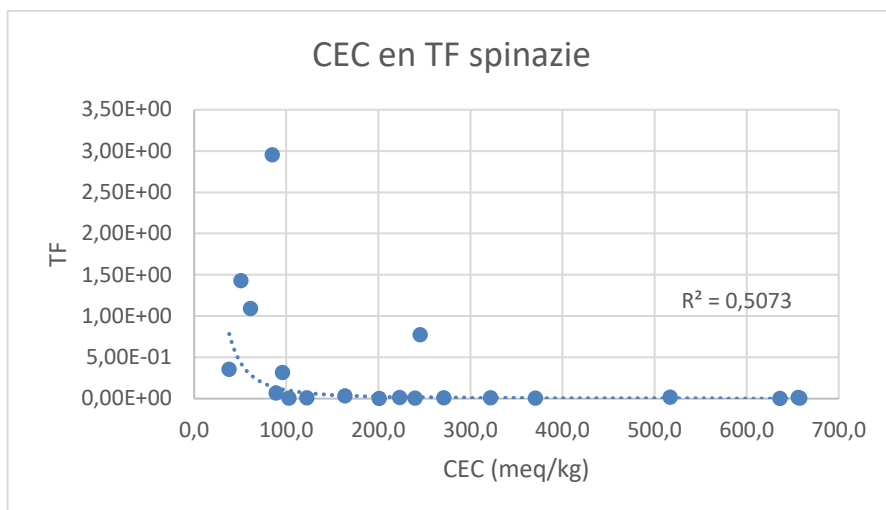


Figuur 36 Verband tussen de RIP en de transferfactor van de radijsbladeren

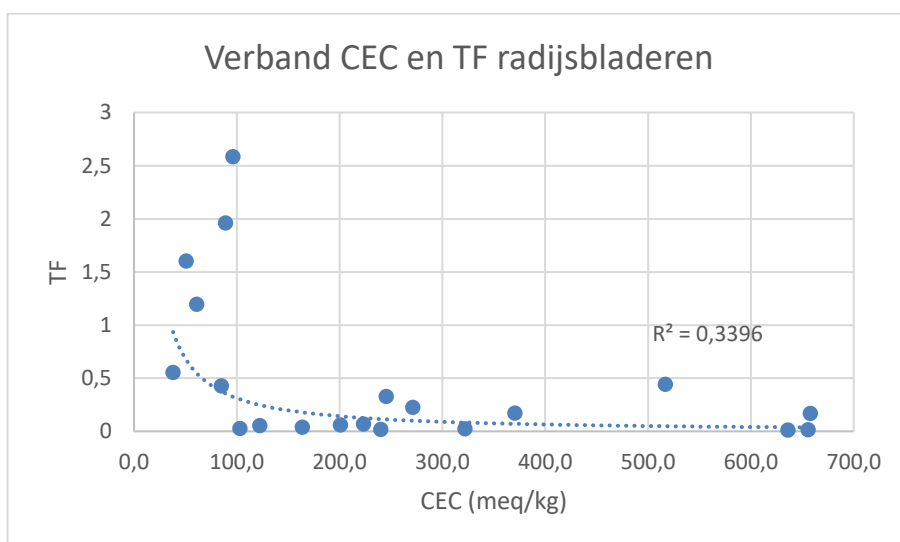


Figuur 37 Verband tussen de RIP en de transferfactor van de radijsknollen

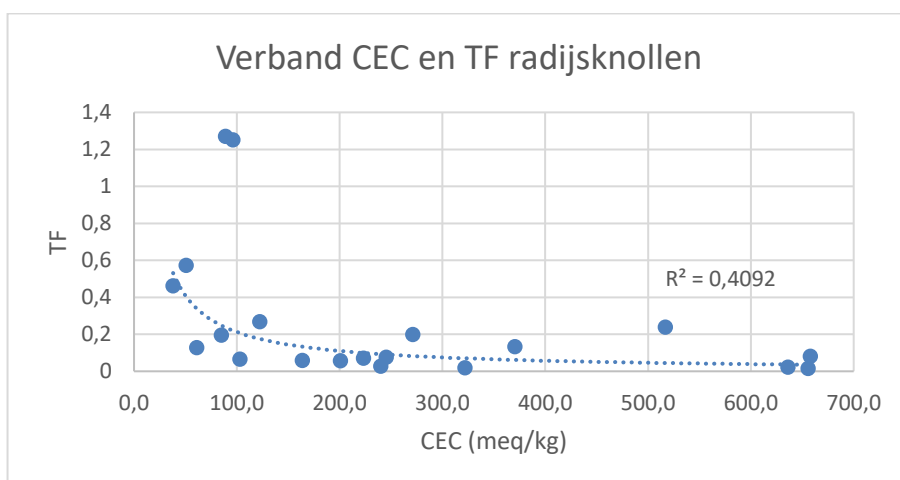
Een tweede parameter die invloed zal hebben op de TF is de CEC. In Figuur 38 tot Figuur 40 lijkt een dalende correlatie aanwezig te zijn tussen de CEC en TF van zowel spinazie als de radijsknollen en bladeren. Dit wordt verwacht aangezien een hoge CEC de mogelijkheid biedt voor meer RCs om te adsorberen aan de bodem.



Figuur 38 Verband tussen de CEC en de TF van spinazie

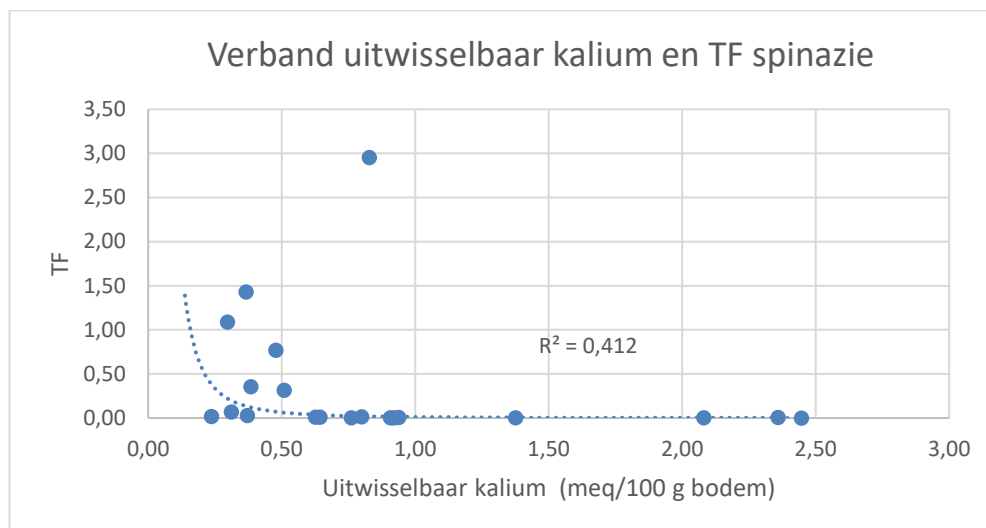


Figuur 39 Verband tussen de CEC en de TF van radijsbladeren

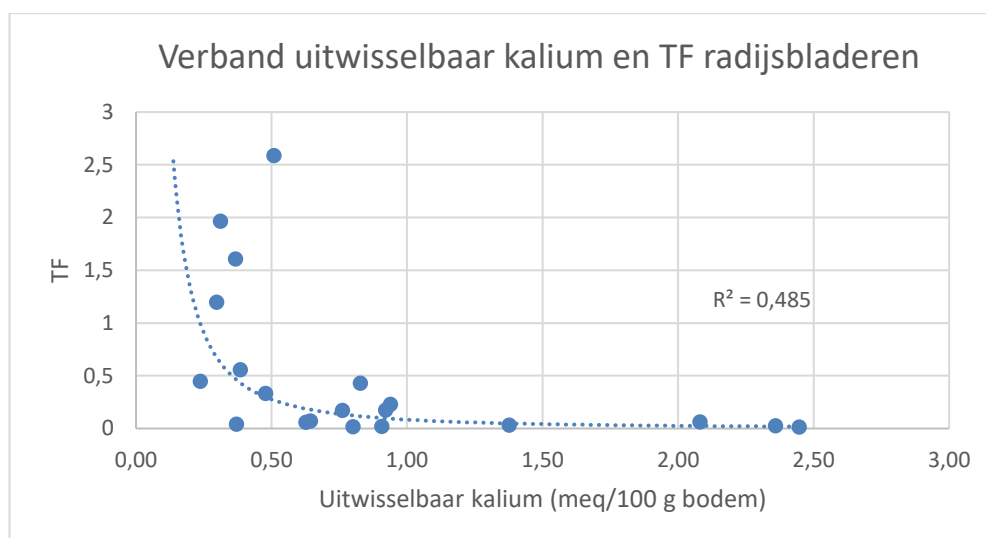


Figuur 40 Verband tussen de CEC en de TF van radijsknollen

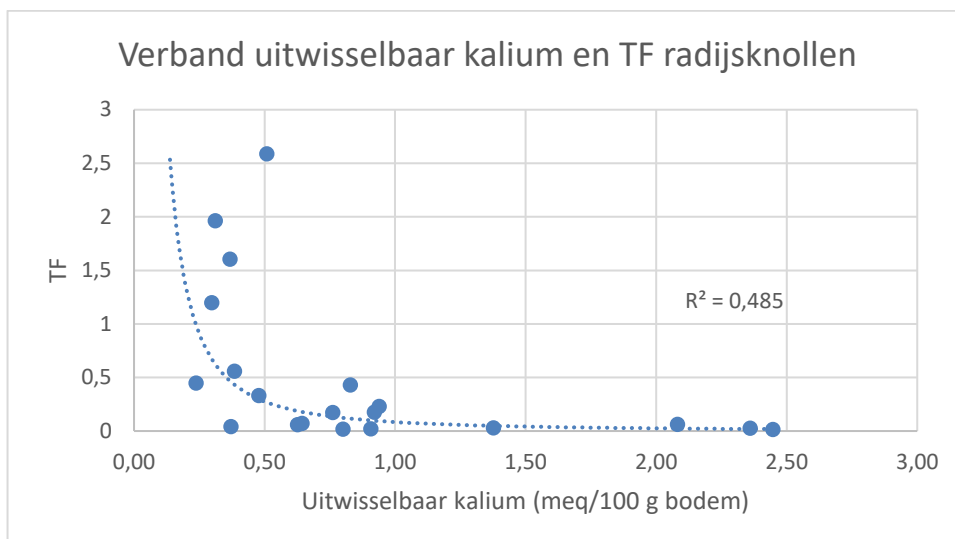
Een derde parameter die invloed zou kunnen hebben op de TF is het gehalte aan uitwisselbaar kalium. In Figuur 41 tot en met Figuur 43 wordt dit verband getoond voor respectievelijk de TF van de spinazie, de radijsbladeren en de radijsknollen. Bij deze is steeds een dalend verband zichtbaar. Dit wil zeggen dat het uitwisselbare kalium voornamelijk in competitie zal gaan met het RCs voor opname door de plant. Bij een hoge hoeveelheid kalium zal de plant eerder dit opnemen dan het RCs.



Figuur 41 Verband uitwisselbaar kalium en TF van spinazie

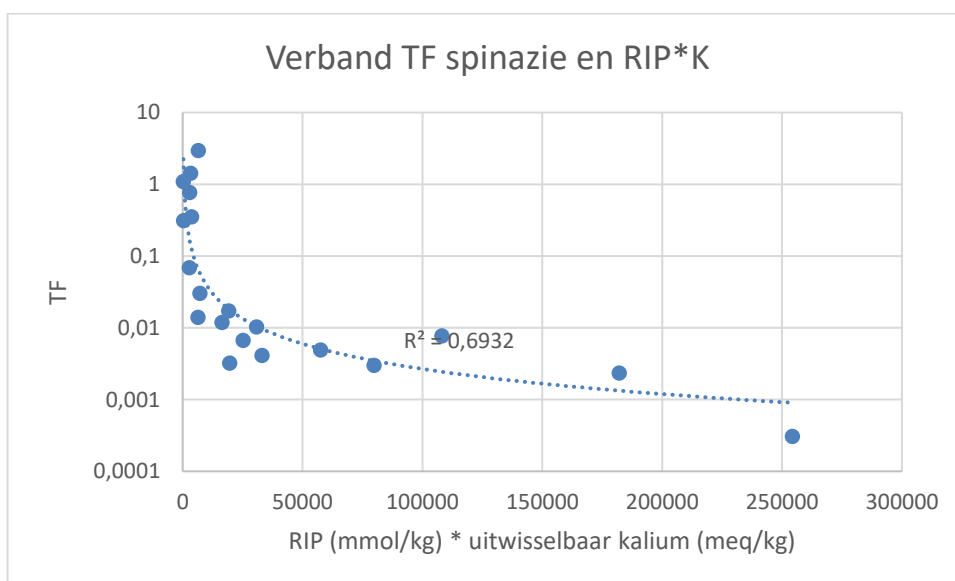


Figuur 42 Verband uitwisselbaar kalium en TF van radijsbladeren

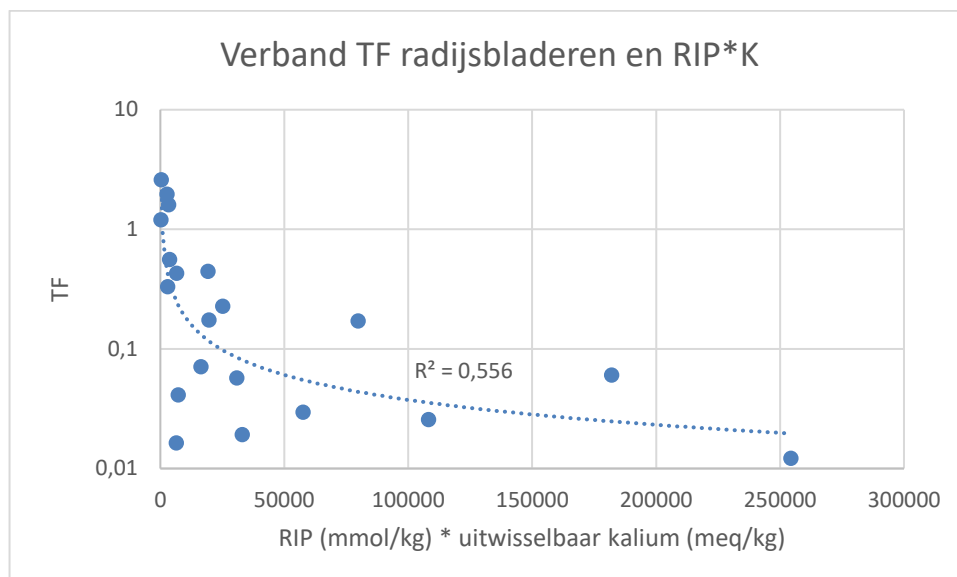


Figuur 43 Verband uitwisselbaar kalium en TF radijsknollen

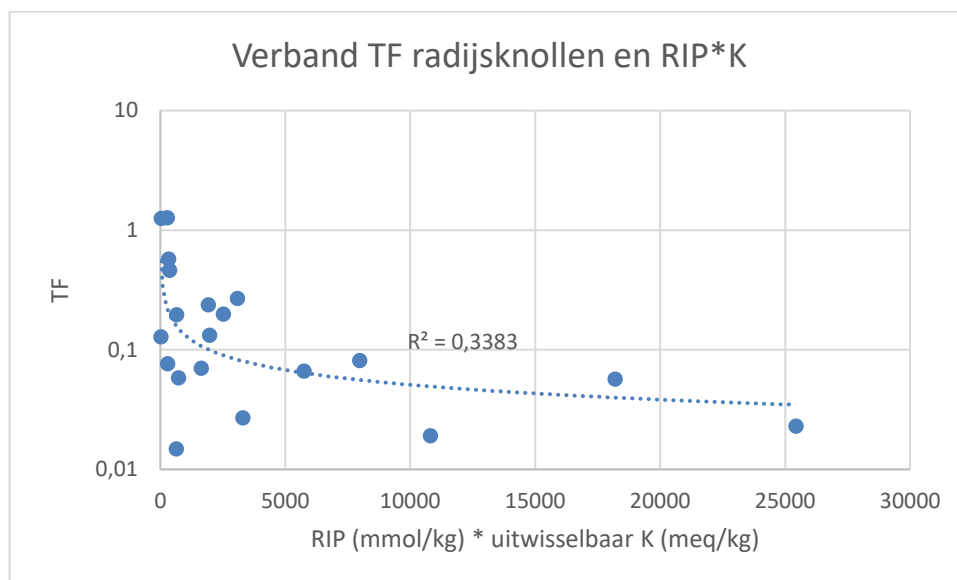
Een laatste verband dat wordt bekeken is het verband tussen de transferfactor en het product van de RIP en het gehalte uitwisselbaar kalium. Dit wordt gedaan aangezien dat van deze twee parameters wordt verwacht dat ze de grootste invloed zullen hebben op de TF. Het verband wordt getoond in Figuur 44 tot en met Figuur 46. Hieruit blijkt er voor zowel spinazie als de radijsbladeren een dalende correlatie aanwezig te zijn. Dit wordt verwacht aangezien zowel een hoge RIP als een hoog gehalte uitwisselbaar kalium de TF zullen doen dalen. Bij de radijsknollen is deze dalende correlatie minder sterk.



Figuur 44 Verband Product van de RIP en het uitwisselbaar kalium, en de TF van spinazie



Figuur 45 Verband TF van radijsbladeren en het product van de RIP en het uitwisselbaar kalium



Figuur 46 Verband TF van radijsbladeren en het product van de RIP en het uitwisselbaar kalium

In verder onderzoek zou het zinnig zijn om nog plantexperimenten uit te voeren. Bij deze zou er gebruik gemaakt kunnen worden van nieuwe bodemstalen van andere locaties. Dit geeft de mogelijkheid om de bodemparameters bij meer verschillende bodemstalen te vergelijken. Ook zou hierbij telkens een bepaling van het gehalte aan kalium in de bodemoplossing voor en na het plantexperiment kunnen uitgevoerd worden. Er wordt een verband verwacht tussen dit kalium gehalte en de transferfactor van de planten (Smolders, Van den Brande, & Merckx, 1997). Eveneens kan in een verder onderzoek nog de concentratie aan kalium in de verschillende planten bepaald worden. Dit kan gebruikt worden om dit gehalte te vergelijken met het gehalte aan RCs opgenomen door de plant.

BESLUIT

In dit onderzoek werden experimenten uitgevoerd om de opname van radiocesium uit bodem in spinazie en radijzen te bepalen, en om vast te stellen wat het verband is tussen deze transferfactor en enkele bodemparameters. Dit als doel om verder te gebruiken bij het bijstellen van modellen om de impact van een radioactieve ramp in te kunnen schatten.

De eerste bodemparameter die werd bepaald is de kationenuitwisselingscapaciteit (CEC). Dit werd uitgevoerd op veertien verschillende bodemstalen. De resultaten van deze proef liggen tussen 38,0 meq/k en 655,9 meq/kg. Er werd een redelijk verband gevonden tussen de CEC en het totale gehalte aan uitwisselbare kationen aanwezig op de bodem.

De tweede bodemparameter die werd bepaald is de radiocesium interceptie potentiaal (RIP). Dit werd uitgevoerd op alle 20 bodemstalen. De resultaten van deze proef liggen tussen 81,84 en 10486 mmol/kg. De genoemde waarden zijn echter vrij uitzonderlijk, de meeste RIP waardes liggen hier redelijk ver boven de 81,84 en vrij ver onder de 10486 mmol/kg. Er was bij deze bepaling echter niet, zoals theoretisch verwacht, een verband tussen de RIP en het klei percentage van de bodems. In een verder onderzoek kan er nagegaan worden welke kleistructuren er aanwezig zijn in de bodems om te achterhalen of deze een verband vertonen met de RIP.

De derde bodemparameter bepaald in het onderzoek is het gehalte aan uitwisselbaar kalium in de bodem. Hieruit blijkt dat het gehalte aan uitwisselbaar kalium op de bodem over het algemeen hoger is in de bodemstalen genomen voor de plantexperimenten en lager is in de bodemstalen genomen na de plantexperimenten.

Het derde experiment dat uitgevoerd is, is de bepaling van de transferfactor (TF) van spinazie en radijzen. Bij de spinazie varieert de TF van de verschillende stalen tussen $3,09 \cdot 10^{-4}$ en 2,95. Bij de radijzen varieert de TF tussen de 0,0122 en 2,586 voor de radijsbladeren en tussen 0,0149 en 1,271 voor de radijsknollen. Over het algemeen ligt de transferfactor van de radijzen hoger dan de TF van de spinazie. Ondanks de verwachtingen kan er geen correlatie gevonden worden tussen de TF en de RIP. Mogelijk hebben te veel parameters invloed op de TF om hier een rechtstreeks verband te vinden. Tussen de CEC en de TF is er wel steeds een dalende trend zichtbaar bij zowel de spinazie als radijzen. Ook bij het gehalte aan uitwisselbaar kalium en de TF is er een dalend verband zichtbaar, het kalium zal dus in competitie gaan met het RCs voor opname door de plant. Het laatste verband dat werd onderzocht is het verband tussen de TF van de verschillende planten en het product van de RIP en het gehalte uitwisselbaar kalium. Bij deze blijkt voor de spinazie en de radijsbladeren een sterk dalende correlatie te bestaan. Voor de radijsknollen is deze correlatie minder sterk.

In een verder onderzoek kan er nog een bepaling van het kaliumgehalte in de bodemoplossing gedaan worden en kan de concentratie aan kalium in de verschillende planten nog bepaald worden. Ook kunnen de onderzochte parameters verder onderzocht worden bij nieuwe bodems.

BIBLIOGRAFIE

- Absalom, J., Young, S., Crout, N., Nisbet, A., Woodman, R., Smolders, E., & Gillett, A. (1999). Predicting Soil to Plant Transfer of Radiocesium Using Soil Characteristics. *Environmental science & technology* Vol. 33, 1218-1223.
- Ahmad, S., Isab, A. A., & Perzanowski, H. P. (2002). Silver(I) complexes of thiourea. *Transition Metal Chemistry* 27, 782-785.
- Almahayni, T., Beresford, N. A., Crout, N. M., & Sweeck, L. (2019). Fit-for-purpose modelling of radiocaesium soil-to-plant transfer for nuclear emergencies: a review. *Journal of Environmental Radioactivity*, 58-66.
- Alpha Decay - Alpha Radioactivity*. (2015). Retrieved Maart 20, 2019, from Nuclear Power [Website]: <https://www.nuclear-power.net/nuclear-power/reactor-physics/atomic-nuclear-physics/radioactive-decay/alpha-decay-alpha-radioactivity/>
- Cern. (2012). *Cosmic rays: particles from outer space*. Retrieved Maart 19, 2019, from Cern: <https://home.cern/science/physics/cosmic-rays-particles-outer-space>
- Cottingham, W., & Greenwood, D. (2001). *An Introduction to Nuclear Physics*. Cambridge: Cambridge University Press.
- De Jong Van Lier, Q. (2017). Field capacity, a valid upper limit of crop available water? *Agricultural Water Management*, 214-220.
- De Koning, A., & Comans, R. (2004). Reversibility of radiocaesium sorption on illite. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, Vol. 68, 2815-2823.
- Example of Beta Decay*. (2015). Retrieved Maart 21, 2019, from Nuclear Power: <https://www.nuclear-power.net/nuclear-power/reactor-physics/atomic-nuclear-physics/radioactive-decay/beta-decay-beta-radioactivity/example-of-beta-decay/>
- Fan, Q., Yamaguchi, N., Tanaka, M., Tsukada, H., & Takahashi, Y. (2014). Relationship between the adsorption species of cesium and radiocesium interception potential in soils and minerals: an EXAFS study. *Journal of Environmental radioactivity*, 92-100.
- Gezondheid & Milieu. (2017). *Radon*. Retrieved Maart 22, 2019, from Gezondheid en Milieu: <http://www.gezondheidenmilieu.be/nl/subthemas/radon-2740.html>
- Gruppen, C., & Rodgers, M. (2016). *Radioactivity and Radiation: What They Are, What They Do, and How to Harness Them*. Switzerland: Springer International Publishing. doi: 10.1007/978-3-319-42330-2
- Interaction of Beta Radiation With Matter*. (2015). Retrieved Maart 21, 2019, from Nuclear Power [Website]: <https://www.nuclear-power.net/nuclear-power/reactor-physics/interaction-radiation-matter/interaction-beta-radiation/>
- International Atomic Energy Agency. (2010). *Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments*. Vienna: IAEA. Retrieved Maart 15, 2019, from https://www-pub.iaea.org/mtcd/publications/pdf/trs472_web.pdf
- International Union Of RadioEcology. (2001). *Radioecology: Radioactivity & ecosystems*. Luik: Fortemps drukkerij.

- Ishii, K., Fujita, A., Toyama, S., Terakawa, A., Matsuyama, S., Arai, H., . . . Kasahara, K. (2015). The Determination of Soil-Plant Transfer Coefficients of Cesium-137 and Other Elements by Gamma-Ray Measurement and PIXE Analysis, for use in the Remediation of Fukushima. *Physics Procedia*, 278-286.
- Kahr, G., & Madsen, F. (1995). Determination of the cation exchange capacity and the surface area of bentonite, illite and kaolinite by methylene blue adsorption. *Applied Clay Science*, 327-336.
- Kirkham, M. (2005). *Principles of Soil and Plant Water Relations*. Kansas: Kansas State University. doi:<https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409751-3.X5000-2>
- Konermann, L. (2017). Addressing a Common Misconception: Ammonium Acetate as Neutral pH "Buffer" for Native Electrospray Mass Spectrometry. *Journal of The American Society for Mass Spectrometry*, 1827-1835.
- Mengel, K., & Kirkby, E. A. (1987). *Principles of Plant Nutrition*. Zwitserland: International Potash Institute.
- Muller, H., & Prohl, G. (1993). ECOSYS-87: A Dynamic Model for Assessing Radiological Consequences of Nuclear Accidents. *Health Physics*. 64., 232-252. doi:10.1097/00004032-199303000-00002
- National Research Council. (1999). *Evaluation of Guidelines for Exposures to Technologically Enhanced Naturally Occurring Radioactive Materials*. Verenigde Staten: National Academies Press.
- Penetrating power of different types of radiation - alpha, beta, gamma and neutrons*. (2017). Retrieved Maart 22, 2019, from Openclipart [Website]: <https://openclipart.org/detail/274074/penetrating-power-of-different-types-of-radiation-alpha-beta-gamma-and-neutrons>
- Rafecas, I. (n.d.). *Radiation Protection education and training in several ionising radiation applications*. Barcelona: Unitat de Protecció Radiològica, CCiTUB, Universitat de Barcelona.
- Rayment, G., & Lyons, D. (2011). *Soil Chemical Methods - Australasia*. Australië: CSIRO Publishing. Retrieved April 26, 2019, from <https://books.google.be/books?id=ELQud4ftNX0C&pg=PA334&lpg=PA334&dq=AgTU%2B+thiourea&source=bl&ots=J1jbyuWxTd&sig=ACfU3U1osHpJMMX8Xgrvmy6qfsNVutNxGA&hl=en&sa=X&ved=2ahUKewiX8cX-ke3hAhU65eAKHSLWA78Q6AEwAHoECAgQAQ#v=onepage&q=AgTU%2B%20thiourea&f=false>
- SCK CEN. (2011). *Tsjernobyl [Brochure]*. Mol. Retrieved Maart 23, 2019
- Smolders, E., Van den Brande, K., & Merckx, R. (1997). Concentrations of ¹³⁷Cs and K in Soil Solution Predict the Plant Availability of ¹³⁷Cs in Soils. *Environ. Sci. Technol.*, 3432-3438.
- Structuur van kleimineralen*. (n.d.). Retrieved Februari 14, 2019, from bodemenwater: http://www.bodemenwater.wur.nl/inleidingbodem/leertekst/Tekst/Hoofdstuk_03/03_07_01_Structuur_kleimineralen.htm
- Takigawa, N., & Washiyama, K. (2017). *Fundamentals of Nuclear Physics*. Tokyo: Springer. doi:10.1007/978-4-431-55378-6

- Uematsu, S., Vandenhove, H., Sweeck, L., Van Hees, M., Wannijn, J., & Smolders, E. (2017). Foliar uptake of radiocaesium from irrigation water by paddy rice (*Oryza sativa*): an overlooked pathway in contaminated environments. *New Phytologist*, 820-829. doi:<https://doi.org/10.1111/nph.14416>
- UNEP. (2016). *Straling: effecten en bronnen [Brochure]*. Vienna: Vienna International Centre. Retrieved Maart 19, 2019
- University of Toronto. (2004). *Radiation Protection Training Manual*. Retrieved Maart 20, 2019, from University of Toronto: <https://ehs.utoronto.ca/our-services/radiation-safety/radiation-protection-manual/>
- USGS. (2001). *Illite Group*. Retrieved April 18, 2019, from U.S. Geological Survey: <https://pubs.usgs.gov/of/2001/of01-041/htmldocs/clays/illite.htm>
- Van Asbroeck, A. (2018). *Algeme chemie [Cursus]*. Geel: Thomas More, Bachelor in chemie.
- Van Asbroeck, A. (2018). *Ecologie en milieu [Cursus]*. Geel: Thomas More, Bachelor in chemie.
- Van Craenendonck, W. (2018). *Biologische beschikbaarheid van radioactief cesium-137 in verschillende bodems [Eindwerk]*. Geel: Thomas More, Bachelor in de chemie.
- Van Hees, M. (2015). Procedure for the determination of radiocaesium interception potential (RIP). Retrieved April 24, 2019
- Wannijn, J. (2015). Ammonium acetate extraction at pH 7. Retrieved April 29, 2019
- Wannijn, J. (2018). Mineralization of plant material. Retrieved Mei 6, 2019
- Wannijn, J. (2018). Organic fraction: Loss on Ignition (LOI) - method. Retrieved Mei 6, 2019
- Wannijn, J. (2019). Cation Exchange Capacity (CEC), Silver Thiourea Method. Retrieved April 24, 2019
- Wauters, J., Elsen, A., Cremers, A., Konoplev, A. V., Bulgakov, A. A., & Comans, R. N. (1996). Prediction of solid/liquid distribution coefficients of radiocaesium in soils and sediments. Part one: a simplified procedure for the solid phase characterisation. *Applied geochemistry*, 589-594.
- Wauters, J., Vidal, M., Elsen, A., & Cremers, A. (1996). Prediction of solid/liquid distribution coefficients of radiocaesium in soils and sediments. Part two: a new procedure for solid phase speciation of radiocaesium. *Applied geochemistry*, 595-599.
- World Health Organization. (n.d.). *What is Ionizing Radiation?* Retrieved Maart 19, 2019, from World Health Organization: https://www.who.int/ionizing_radiation/about/what_is_ir/en/
- Yokawa, K., Fasano, R., Kagenishi, T., & Baluska, F. (2014). Light as stress factor to plant roots - case of root haloprotism. *Frontiers in plant science*, 1-9. doi:10.3389/fpls.2014.00718

BIJLAGE

Bijlage 1: Tabellen resultaat uitwisselbare kationen

Tabel 12 Gehalte calcium, kalium, magnesium en bodemactiviteit bij SB bodemstalen

Staal	meq Ca in bodem (meq/100 g bodem)	St dev Ca	meq K in bodem (meq/100 g bodem)	St dev K	meq Mg in bodem (meq/100 g bodem)	St dev Mg	Cs-137 Bq/g DW soil
S1	6,147	0,084	0,372	0,003	0,778	0,022	38,215
S2	2,763	0,290	0,368	0,031	0,318	0,034	235,149
S3	1,761	0,240	0,385	0,015	0,328	0,085	191,099
S4	16,250	5,024	0,939	0,207	4,514	1,500	146,383
S5	5,594	0,188	1,377	0,044	2,682	0,085	64,988
S6	5,198	0,396	0,627	0,058	2,536	0,172	30,617
UK1	24,108	0,620	0,921	0,033	2,974	0,058	142,273
UK2	12,151	0,405	0,801	0,028	1,894	0,078	0,881
UK3	33,482	2,086	0,644	0,054	0,471	0,044	2,950
UK4	34,921	1,031	2,447	0,089	3,617	0,157	25,184
UK5	16,196	1,393	2,082	0,138	1,506	0,115	87,236
UK6	8,946	0,407	0,479	0,020	1,597	0,088	93,758
C	24,764	1,594	0,238	0,015	0,866	0,050	2,669
F	29,185	1,884	2,360	0,198	3,239	0,263	114,374
I	27,358	1,528	0,907	0,028	1,022	0,037	89,036
J	5,005	0,102	0,312	0,008	0,824	0,017	191,062
M	29,416	1,191	0,762	0,032	4,630	0,197	7,407
N	2,745	0,114	0,829	0,033	0,907	0,040	214,161
R13+14	2,053	0,135	0,510	0,031	0,871	0,052	97,856
R15	1,797	0,075	0,298	0,017	0,442	0,017	90,228

Tabel 13 Gehalte calcium, kalium, magnesium en bodemactiviteit bij SAG bodemstalen

Staal	meq Ca in bodem (meq/100 g bodem)	St dev Ca	meq K in bodem (meq/100 g bodem)	St dev K	meq Mg in bodem (meq/100 g bodem)	St dev Mg	Cs-137 Bq/g DW soil
S1	6,499	0,208	0,270	0,008	0,856	0,038	56,449
S2	2,591	0,146	0,189	0,004	0,308	0,014	212,926
S3	1,755	0,094	0,227	0,010	0,311	0,015	140,100
S4	21,029	0,709	0,740	0,027	6,186	0,418	127,158
S5	4,995	0,244	0,335	0,009	1,903	0,071	73,932
S6	4,511	0,117	0,288	0,009	2,319	0,057	60,529
UK1	26,078	0,273	0,503	0,004	3,055	0,068	132,693
UK2	12,557	0,258	0,484	0,009	2,019	0,076	1,083
UK3	35,677	3,319	0,359	0,012	0,429	0,029	83,330
UK4	35,843	0,461	1,572	0,022	3,111	0,047	29,585
UK5	14,867	0,173	1,497	0,029	1,311	0,022	91,516
UK6	7,986	0,674	0,171	0,012	1,418	0,130	67,803
C	27,094	1,019	0,213	0,001	0,963	0,026	13,990
F	31,993	2,553	2,105	0,191	3,346	0,397	128,612
I	34,054	0,483	0,861	0,025	1,215	0,028	120,345
J	4,657	0,054	0,170	0,001	0,799	0,013	189,037
M	28,863	1,254	0,642	0,016	4,460	0,185	15,878
N	2,785	0,153	0,455	0,026	0,909	0,051	240,798
R13+14	1,896	0,201	0,147	0,013	0,753	0,081	86,345
R15	1,804	0,017	0,106	0,001	0,407	0,005	71,551

Tabel 14 Gehalte calcium, kalium, magnesium en bodemactiviteit bij SBS bodemstalen

Staal	meq Ca in bodem (meq/100 g bodem)	St dev Ca	meq K in bodem (meq/100 g bodem)	St dev K	meq Mg in bodem (meq/100 g bodem)	St dev Mg	Cs-137 Bq/g DW soil
S1	7,486	0,096	0,280	0,012	0,968	0,011	23,082
S2	3,064	0,300	0,301	0,026	0,358	0,035	212,469
S3	2,008	0,050	0,318	0,010	0,331	0,009	113,773
S4	22,887	0,452	0,886	0,035	6,559	0,220	132,467
S5	5,568	0,162	0,392	0,013	2,127	0,060	47,052
S6	5,284	0,426	0,452	0,034	2,707	0,194	23,002
UK1	31,420	1,688	0,724	0,042	3,509	0,224	114,040
UK2	14,499	0,265	0,843	0,014	2,389	0,038	1,423
UK3	41,256	1,752	0,478	0,025	0,494	0,023	51,017
UK4	42,017	2,407	1,948	0,102	3,554	0,185	28,945
UK5	16,835	1,087	1,597	0,075	1,447	0,072	69,700
UK6	11,219	0,535	0,415	0,025	2,010	0,103	63,881
C	30,950	0,514	0,275	0,007	1,108	0,028	8,158
F	31,322	0,637	2,205	0,072	3,261	0,078	92,181
I	34,447	1,055	0,907	0,003	1,156	0,047	82,211
J	6,278	0,265	0,267	0,010	0,932	0,084	152,802
M	36,893	0,977	0,841	0,019	5,312	0,135	11,515
N	3,299	0,139	0,659	0,017	1,058	0,049	214,569
R13+14	2,174	0,113	0,300	0,014	0,868	0,036	79,448
R15	1,799	0,242	0,254	0,022	0,441	0,097	60,088

Tabel 15 Gehalte calcium, kalium, magnesium en bodemactiviteit bij SAS bodemstalen

Staal	meq Ca in bodem (meq/100 g bodem)	St dev Ca	meq K in bodem (meq/100 g bodem)	St dev K	meq Mg in bodem (meq/100 g bodem)	St dev Mg	Cs-137 Bq/g DW soil
S1	6,883	0,165	0,197	0,005	0,848	0,021	39,382
S2	1,954	0,555	0,162	0,047	0,225	0,064	139,285
S3	1,390	0,125	0,203	0,017	0,224	0,020	100,178
S4	20,420	2,790	0,424	0,088	5,283	1,150	56,618
S5	5,620	0,171	0,382	0,004	1,950	0,056	66,727
S6	4,803	0,142	0,356	0,013	3,266	0,129	22,954
UK1	31,383	0,851	0,305	0,008	3,176	0,093	100,311
UK2	17,132	1,023	0,944	0,052	2,844	0,191	2,004
UK3	42,074	1,923	0,252	0,014	0,464	0,024	76,196
UK4	47,630	5,268	1,769	0,116	3,697	0,167	29,749
UK5	17,050	0,553	1,232	0,029	1,442	0,043	67,516
UK6	11,768	1,641	0,211	0,026	2,054	0,308	72,070
C	34,481	2,151	0,309	0,021	1,237	0,071	12,730
F	35,267	1,971	2,455	0,116	3,832	0,208	102,901
I	33,778	1,865	0,617	0,051	1,106	0,093	114,374
J	5,350	0,266	0,094	0,002	0,690	0,028	114,845
M	37,656	2,094	0,742	0,041	5,397	0,342	14,289
N	3,097	0,286	0,322	0,032	0,967	0,102	193,196
R13+14	2,053	0,038	0,148	0,002	0,763	0,009	60,894
R15	1,444	0,083	0,142	0,009	0,287	0,016	44,844

Tabel 16 Gehalte calcium, kalium, magnesium en bodemactiviteit bij SBR bodemstalen

Staal	meq Ca in bodem (meq/100 g bodem)	St dev Ca	meq K in bodem (meq/100 g bodem)	St dev K	meq Mg in bodem (meq/100 g bodem)	St dev Mg	Cs-137 Bq/g DW soil
S1	6,802	0,116	0,225	0,004	0,843	0,016	24,056
S2	2,710	0,149	0,378	0,030	0,329	0,020	202,243
S3	1,846	0,055	0,335	0,012	0,295	0,011	112,045
S4	25,219	1,346	0,527	0,027	7,058	0,468	77,617
S5	5,542	0,170	0,345	0,015	2,011	0,062	62,397
S6	5,277	0,168	0,412	0,014	2,586	0,068	23,342
UK1	29,808	1,942	0,430	0,042	2,843	0,204	89,938
UK2	15,984	0,295	1,176	0,009	2,723	0,027	1,860
UK3	41,351	1,972	0,410	0,007	0,447	0,016	35,853
UK4	39,275	0,145	1,689	0,018	3,279	0,010	24,203
UK5	18,756	1,172	1,688	0,101	1,584	0,081	67,857
UK6	12,390	0,532	0,444	0,021	2,156	0,097	69,094
C	35,727	2,113	0,272	0,010	1,123	0,072	13,274
F	37,720	1,391	2,092	0,078	3,486	0,154	104,103
I	35,031	0,673	0,704	0,016	1,033	0,007	99,198
J	6,363	0,323	0,254	0,014	0,846	0,044	109,209
M	37,965	2,500	0,818	0,050	5,186	0,360	10,760
N	3,271	0,090	0,453	0,016	0,964	0,031	211,318
R13+14	2,484	0,188	0,301	0,020	0,922	0,058	72,924
R15	1,948	0,107	0,336	0,016	0,388	0,014	59,496