



Onderzoek naar passende herstelmaatregelen voor de droge heide (H4030) op de Brunsummerheide



Opdrachtgever: Natuurmonumenten • Auteurs: Maaïke Weijters, Gijs van Dijk, Ko van Huissteden, Wieger Wamelink, Evi Verbaarschot en Roland Bobbink • Projectnummer: PR-18.132. • Rapportnummer: RP-18.132.20.42 • Datum: 07-09-2020

Onderzoek naar passende herstelmaatregelen voor de droge heide (H4030) op de Brunsummerheide



Foto Kaft: Brunssummerheide tijdens de bodembemonstering op 17 september 2019. Foto: G. Van Dijk.

Niets uit dit rapport mag worden gereproduceerd, opnieuw vastgelegd, vermenigvuldigd of uitgegeven door middel van druk, fotokopie, microfilm, langs elektronische of elektromagnetische weg of op welke andere wijze dan ook zonder schriftelijke toestemming van de auteurs.

Citeren als: Weijters, M., Van Dijk, G., Van Huisstede, J., Wamelink, W., Verbaarschot, E. en Bobbink, R. (2020). Onderzoek naar passende herstelmaatregelen van de droge heide (H6030) op de Brunssummerheide. Onderzoekcentrum B-WARE B.V., Nijmegen. RP-18.132.20.42

Informatie:

Bezoekadres

B-WARE Research Centre
Radboud Universiteit Nijmegen
Toernooiveld 1
6525 ED Nijmegen
Tel: 024-2122201
info@b-ware.eu

Postadres

B-WARE Research Centre
Radboud Universiteit Nijmegen
Postbus 6558
6503 GB Nijmegen

© B-WARE Research Centre, Nijmegen, 2020.

Inhoudsopgave

1	Inleiding	7
1.1	<i>Aanleiding.....</i>	7
1.2	<i>Onderzoeksvragen.....</i>	7
1.3	<i>Leeswijzer.....</i>	8
2	Achtergrond	11
2.1	<i>Gebiedsbeschrijving</i>	11
2.2	<i>Abiotiek van de droge heide.....</i>	17
3	Mineralogie.....	21
3.1	<i>Geologisch overzicht.....</i>	21
3.2	<i>Mineralogie</i>	23
3.3	<i>Materiaal en methode mineralogisch onderzoek</i>	27
3.4	<i>Resultaten mineralogische onderzoek</i>	29
3.4.1	<i>Boringen</i>	29
3.4.2	<i>Zware mineralen</i>	31
3.4.3	<i>Samenstelling fijne, grove en grind fracties</i>	32
3.4.4	<i>XRF-analyse</i>	33
3.5	<i>Conclusies</i>	35
4	Huidige bodemchemische toestand	37
4.1	<i>Inleiding</i>	37
4.2	<i>Materiaal en methode.....</i>	38
4.3	<i>Bodemopbouw</i>	41
4.4	<i>Verskil tussen locaties onder bos en heide</i>	42
4.5	<i>Bodemchemische beschrijving van de Brunsummerheide</i>	43
4.6	<i>Hoe verhoudt de Brunsummerheide zich tot Pleistocene heidegebieden?</i>	50
4.7	<i>Conclusies bodemchemische metingen</i>	55
5	Vegetatiechemie	57
5.1	<i>Inleiding</i>	57
5.2	<i>Materiaal en methode.....</i>	57
5.3	<i>Chemie van Struikhei.....</i>	58
5.4	<i>Chemie verzamelde mossen</i>	63
5.5	<i>Conclusies vegetatiechemie</i>	65
6	Veranderingen in de tijd, bodem(chemie) en vegetatiesamenstelling	67

6.1	<i>Vergelijking op basis van kaarten</i>	67
6.2	<i>Resultaten</i>	69
6.2.1	<i>pH</i>	69
6.2.2	<i>Calcium</i>	72
6.2.3	<i>Totaal stikstofgehalte in de bodem</i>	75
6.2.4	<i>Totaal fosforgehalte in de bodem</i>	78
6.2.5	<i>Gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand</i>	81
6.3	<i>Veranderingen in de vegetatiesamenstelling</i>	84
6.4	<i>Conclusies</i>	85
7	Synthese	87
7.1	<i>Synthese resultaten</i>	87
7.2	<i>Knelpunten</i>	88
8	Herstelmaatregelen	89
8.1	<i>Plaggen</i>	89
8.2	<i>Branden en drukkbegrazen</i>	91
8.3	<i>Omvormen van bos naar heide</i>	91
8.4	<i>Bekalken van de droge heide zonder plaggen of omvorming van bos naar heide</i>	92
8.5	<i>Relatie tussen bekalken van hoger gelegen delen en uitspoeling hiervan in lager gelegen nattere delen (catchment-liming)</i>	94
8.6	<i>Voorstel herstelmaatregelen in de Brunsummerheide: experiment</i>	95
9	Literatuur	99
	Bijlage 1a. Boorbeschrijvingen mineralogisch onderzoek	105
	Bijlage 1b. Resultaten XRF-bepalingen	106
	Bijlage 2. Resultaten metingen bodemchemie	107
	Bijlage 3. Chemische analyse verzamelde plantmonsters	109

1 Inleiding

1.1 Aanleiding

In de Nederlandse heideterreinen is in de afgelopen 4 decennia een duidelijk patroon zichtbaar van toenemende vergrassing en versnelde successie als gevolg van de vermestende werking van de atmosferische N-depositie. Daarnaast dragen verhoogde aluminiumconcentraties en verlaagde kationenbeschikbaarheid in de bodem bij aan het verlies van plant- en diersoorten die gevoelig zijn voor de verzurende effecten van de verhoogde N-depositie. Deze vermestende en verzurende effecten van de verhoogde N-depositie (Bobbink *et al.*, 2012) zijn in hoge mate verantwoordelijk voor het verlies van soorten (zowel planten als dieren) in de droge heide (Bobbink *et al.*, 2017; Bobbink *et al.*, 2012; Van Den Berg *et al.*, 2005). Daarnaast zijn er duidelijke aanwijzingen dat de kation-leverende mineralenvoorraad in de bodem op veel plekken in het Nederlands zandlandschap sterk is aangetast door de langdurige bodemverzuring vanuit het verleden, maar die ook nu nog steeds plaatsvindt (Bergsma *et al.*, 2016; 2018). Plaggen in droge heide voert wel heel stikstof af, maar heeft vaak negatieve bijeffecten (o.a. grote impact op de fauna, afvoer van het al schaarse P en kationen) dat dit in droge heide niet langer als een duurzame herstelmaatregel gezien wordt. Reden genoeg om in het Nederlandse zandgebied op zoek te gaan naar aanvullende herstelmaatregelen tegen bodemverzuring en soortenverlies in de heide als gevolg van atmosferische N-depositie. In het kader van OBN-onderzoek en in opdracht van de Provincie Noord-Brabant wordt sinds medio 2014 onderzoek uitgevoerd naar de mogelijkheden om gemalen silicaatmineralen (steenmeel) als bodem-buffer herstelmaatregel te toetsen, naast vormen van bekalking (Weijters *et al.*, 2018).

Ook in de Brunssummerheide wordt verlies van soorten en achteruitgang van de kwaliteit van het aanwezige heideareaal (H4030) waargenomen. In de gebiedsanalyse van de Brunssummerheide wordt als belangrijkste negatieve factor de toegenomen snelheid van de successie genoemd die is waargenomen. Door de toegenomen successie treedt verlies van de voor heide kenmerkende soorten op en neemt de bedekking van grassen en opslag van bomen toe. Door middel van begrazing met schapen wordt dit proces geremd (Provincie Limburg, cluster Natuur en Water, 2017).

Voor Nederlandse begrippen heeft de Brunssummerheide een unieke ondergrond. Het is het enige heidegebied in ons land dat vrijwel helemaal op Tertiaire afzettingen ligt, namelijk fijne mariene zanden uit het Mioceen en voor een klein gedeelte uit het Pliocceen. Dit moedermateriaal (zilverzand) is mineralogisch sterk verschillend van de zanden in de ondergrond van alle overige Nederlandse heideterreinen. Het terrein van de Brunssummerheide is reliëfvrij, met het hoogste punt op 150 m boven NAP en het laagste rond 70 m boven NAP in het dal van de Roode Beek. Verder is de geologische opbouw van de Brunssummerheide door aanwezige geologische breuken en lokaal antropogene invloed (o.a. bruinkoolwinning) complex. Door het grote verschil in moedermateriaal is een directe koppeling van resultaten uit onderzoek in heideterreinen op de Pleistocene zanden niet goed mogelijk.

1.2 Onderzoeksvragen

Kortom, de Brunssummerheide wijkt op enkele belangrijke punten sterk af van andere Nederlandse heideterreinen. De verwachting is dat de weinige van oorsprong in het moedermateriaal aanwezige kationen en nutriënten door natuurlijke verwerking al lang geleden zijn vrijgekomen en het merendeel van de in het terrein aanwezige voedingsstoffen nu circuleert tussen de vegetatie (boven- en ondergronds) en het organische materiaal (inclusief bodemadsorptiecomplex). Dat impliceert dat herstelmaatregelen die mogelijk effectief zijn in de overige Nederlandse heideterreinen (chopperen, maaien, herstel mineralogie) in de Brunssummerheide juist niet werkzaam zullen zijn (herstel mineralogie) of zelfs negatief kunnen uitpakken. Het is onvoldoende bekend wat de afwijkende mineralogische toestand op de Brunssummerheide voor een invloed heeft op sturende factoren zoals

de beschikbaarheid van aluminium, basische kationen en beschikbaarheid van N en P in de Brunssummerheide. Dat betekent dat een gedegen vooronderzoek noodzakelijk is om beter begrip te krijgen van de sturende processen, die de geobserveerde achteruitgang van de droge heide op de Brunssummerheide kunnen veroorzaken. Pas als de knelpunten in de sturende processen bekend zijn, kan hier op worden ingegrepen doormiddel van (mogelijk) passende herstelmaatregelen. Vervolgens kan bekeken worden of deze passende herstelmaatregelen voldoende onderbouwd zijn, of dat het nodig is deze door aanvullende veldexperimenten te toetsen.

De Vereniging Natuurmonumenten heeft samen met de Provincie Limburg opdracht gegeven aan Onderzoekcentrum B-WARE (hoofdaannemer) met Kytalyk Geoscience en Wageningen Environmental Research als onderaannemers, om middels bodemchemisch, mineralogisch en historisch onderzoek inzicht te verkrijgen in de hierboven beschreven sturende processen in de Brunssummerheide.

De onderzoeksvragen van de opdrachtgevers zijn als volgt geformuleerd:

- Wat is de huidige bodemchemische status van de Brunssummerheide (beschikbaarheid van nutriënten en bodembuffering), en hoe verhoudt deze toestand zich tot andere heideterreinen in Nederland?
- Zijn er ruimtelijke patronen zichtbaar in de mogelijk negatieve effecten van N-depositie in de Brunssummerheide? Hierbij wordt gekeken naar verschillen in Noord-Zuid en Oost-West, maar ook naar verschillen tussen bos- en heidelocaties.
- In hoeverre verschilt de huidige bodemchemische status van de bodem met de situatie in het verleden? Wat zou de mogelijke bodemchemische doelsituatie kunnen zijn, indien wordt gekozen voor herstelmaatregelen?
- In hoeverre is er sprake van een verslechterde plantchemie met het oog op de voedingswaarde voor fauna? Is P-additie noodzakelijk?
- Wat is de mineralogische toestand van de bodem, mag er verwacht worden dat eventuele door N- (en S-)depositie veroorzaakte bodemverzuring door middel van verwerking van kation-leverende mineralen wordt tegen gegaan?
- Welke herstelmaatregelen kunnen genomen worden om geconstateerde knelpunten op te lossen (bijvoorbeeld P-additie, bekalken, steenmeel-toediening.....)? En bij additie van bufferstoffen, welke dosering wordt aanbevolen en welke effecten mogen verwacht worden?

Uiteindelijke doel van deze opdracht is om een gedegen en goed onderbouwde knelpuntenanalyse te leveren, en op basis hiervan een aanbeveling te doen voor mogelijke herstelmaatregelen. Deze herstelmaatregelen kunnen eventueel nog niet direct grootschalig worden ingezet omdat er in de unieke situatie van de Brunssummerheide nog nagenoeg geen ervaring is met herstelmaatregelen in droge heide (H4030), en deze maatregelen mogelijk niet passend zijn voor deze specifieke situatie. In dat geval worden aanbevelingen gedaan voor een veldproef om eerst te toetsen of de voorgestelde herstelmaatregelen daadwerkelijk tot de gewenste effecten leiden.

Deze opdracht beperkt zich tot de effecten van N- (en S-) depositie op de kwaliteit van de vegetatie in de droge heide (H4030) en de achterliggende processen die een rol spelen in de droge heide.

1.3 Leeswijzer

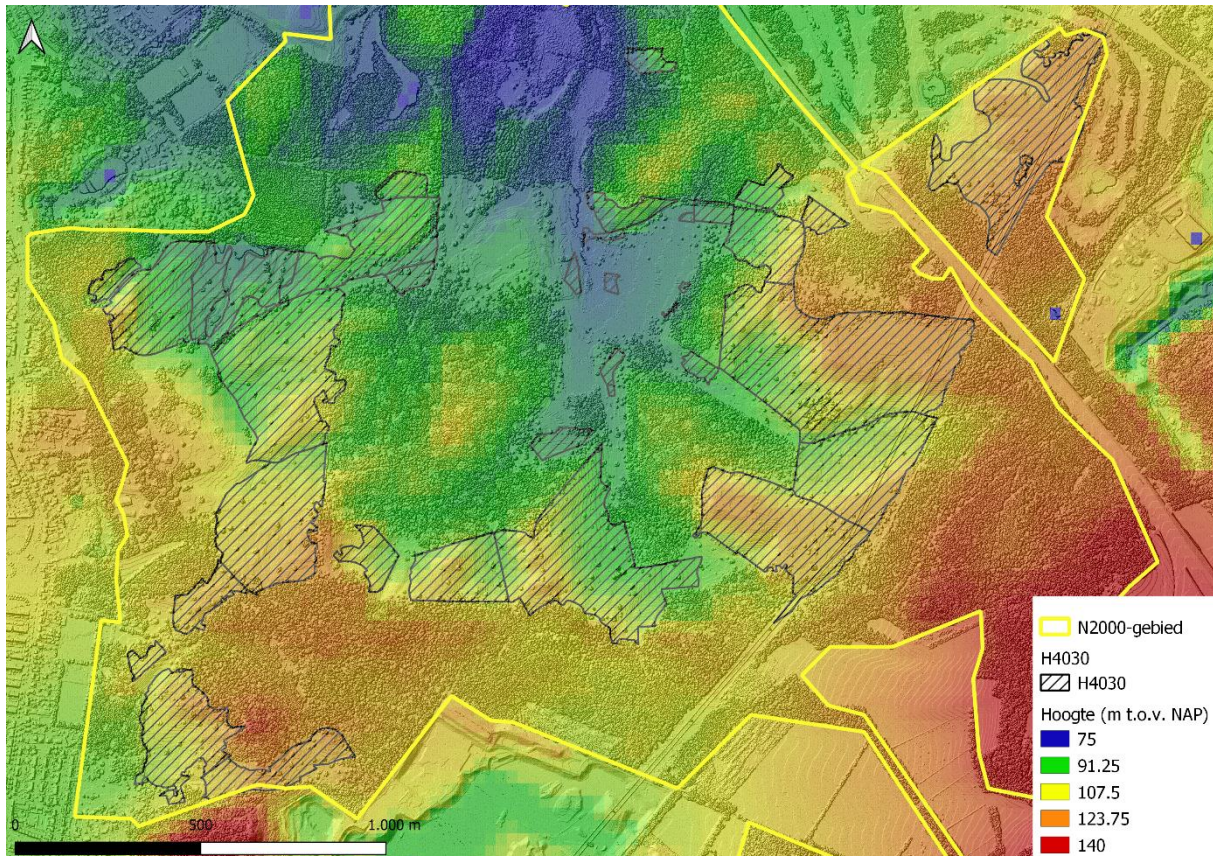
In deze rapportage staat de achtergrond en onderzoeksvraag beschreven (H1), waarna is ingegaan op de ontwikkelingsgeschiedenis van de Brunssummerheide (H2). In de volgende hoofdstukken is steeds eerst de gebruikte methodiek beschreven, waarna de resultaten zijn beschreven en de daaruit volgende conclusies. De resultaten van het door Kytalyk Geoscience uitgevoerde mineralogische onderzoek zijn beschreven in het derde hoofdstuk (H3), de resultaten van het door Onderzoekcentrum

B-WARE uitgevoerde bodemchemische onderzoek zijn beschreven in het vierde hoofdstuk (H4), en in het vijfde hoofdstuk (H5) is ingegaan op de resultaten van de plantchemische metingen. In het zesde hoofdstuk (H6) zijn de resultaten van het door Wageningen uitgevoerde historische onderzoek beschreven, waarna in het zevende hoofdstuk (H7) een synthese is gegeven van alle gevonden resultaten en conclusies. In het achtste hoofdstuk wordt ingegaan op mogelijke herstelstrategieën, en de voor- en nadelen hiervan. Hier staat ook een opzet voor het uittesten van de aanbevolen herstelmaatregelen beschreven. Als laatste is de gebruikte literatuur opgesomd (H9).

2 Achtergrond

2.1 Gebiedsbeschrijving

De Brunssummerheide is het enige grote aaneengesloten heidegebied van Zuid-Limburg. Het gebied is ingesloten tussen Heerlen, Brunssum en de Duitse grens, aan de oostzijde ligt een corridor naar de Teverenerheide in Duitsland (Figuur 2.1). Hierin ligt ook het oostelijke deelgebied, de Brandenburg, ingesloten tussen de golfterreinen.



Figuur 2.1 De hoogtekaart (bron AHN.nl) met de topografische kaart als achtergrond van laag (in blauw) naar hoog (in rood). Middels een gele lijn is de begrenzing van het N2000 gebied weergegeven en middels een zwarte arcering het oppervlak met habitattype droge heide H4030.

De Brunssummerheide is een Natura 2000-gebied (in totaal 503 hectare) en is sinds 1995 deels eigendom (gedeeld met de gemeenten Brunssum, Heerlen en Landgraaf en de provincie Limburg) en geheel in beheer van Natuurmonumenten. Voor de overdracht naar Natuurmonumenten werd het beheerd door het streekgewest Oostelijk Zuid-Limburg, ook wel Recreatieschap genoemd. De volgende habitattypen zijn aanwezig op de Brunssummerheide, soms veelvuldig: Droge heide (H4030), Vochtige heide (H4010_A) Pioniervegetatie met snavelbiezen (H7150), Heischraal grasland (H6230), Zandverstuivingen (H2330), Slenken in veengrond (H7150), Actief hoogveen (heideveentjes) (H7110_B) en Hoogveenbos (H91D0) (Natuurmonumenten 2016).

Door de gevarieerde bodemopbouw, reliëf en hierdoor ontstane overgangen van droge naar natte habitats welke het gebied kent, heeft het een hoge natuurwaarde. Dit sterk geaccidenteerd heidegebied is tevens het hoogstgelegen heideterrein (70-150 m +NAP) van Nederland. Deze gradiënten leiden tot overgangen van droge heide en dennenbossen naar voedselarme vennen en zure

bron- en beekmilieus met zelfs lokale hoogveenvorming met overgangen naar goed-ontwikkelde natte heidevegetaties (o.a. de Mars *et al.* 1998; Van Dijk *et al.*, 2012, Van Dijk *et al.*, 2019b).

Het merendeel van de Brunssummerheide bestaat uit bos en heide, de heide omzoomt als het ware de boskernen in het gebied. De droge heide op de Brunssummerheide is, zeker in vergelijking met andere Nederlandse pleistocene heidegebieden, weinig vergrast met Bochtige smele (*Deschampsia flexuosa*). Dit is extra opvallend omdat er op de Brunssummerheide in tegenstelling tot andere Nederlandse heidegebieden weinig geplagd is. Het overgrote deel van de heide in het gebied betreft droge heide welke grotendeels uit uniforme (weinig vergraste) en vaak ook relatief soortenarme Stuikeide (*Calluna vulgaris*) vegetatie bestaat (Figuur 2.2 en 2.3). Langs zones met wat open vegetatie, zoals paadjes en open zandplekjes worden soorten als Buntgras (*Corynephorus canescens*), Tandjesgras (*Danthonia decumbens*), Schapengras (*Festuca ovina*), Borstelgras (*Nardus stricta*), Zandblauwtje (*Jasione montana*), Gewoon biggenkruid (*Hypochaeris radicata*), Overblijvende Hartbloem (*Scleranthus perennis*) en Dwergviltkruid (*Filago minima*) gevonden (Van Zuijlen en Ketelaar, 2009). Andere voorkomende plantensoorten welke hier en daar in de droge heide aangetroffen worden betreffen; Kruipbrem (*Genista pilosa*), Stekelbrem (*Genista anglica*) en op de overgangen naar vochtige heide ook Liggende vleugeltjesbloem (*Polygala serpyllifolia*) en Gewone vleugeltjesbloem (*Polygala vulgaris*). Tevens is er een groeiplaats van Klein Warkruid (*Cuscuta epithymum*) bekend in het gebied (Van Zuijlen en Ketelaar, 2009). Het aantal rendier- een beكرمossen (*Cladonia* sp.) is laag (Van Zuijlen en Ketelaar, 2009). Tevens komen ook soorten als de Levendbarende hagedis (*Zootoca vivipara*) en de zandhagedis (*Lacerta agilis*) op de hei voor (Dorenbosch en Krekels, 2009).



Figuur 2.2. Soortendiversiteit van karakteristieke planten van droge heide op de Brunssummerheide (in 2007). Licht geel (1 soort/hectare), geel (2-3), oranje (4-5), donkerrood (6-8 soorten). Soorten welke hierin zijn meegenomen betreffen; Buntgras (*Corynephorus canescens*), Tandjesgras (*Danthonia decumbens*), Borstelgras (*Nardus stricta*), Dwergviltkruid (*Filago minima*) Kruipbrem (*Genista pilosa*), Stekelbrem (*Genista anglica*), Liggende vleugeltjesbloem (*Polygala serpyllifolia*) en Gewone vleugeltjesbloem (*Polygala vulgaris*). De laatste twee soorten zijn echter meer soorten van heischraal grasland i.p.v. droge heide Figuur overgenomen uit Van Zuijlen en Ketelaar, 2009.

Ongeveer 50-60% van de Brunssummerheide is bedekt met voor de mijnindustrie aangeplant dennenbos behorende tot het dennen-, eiken- en beukenbos (Van Zuijlen en Ketelaar, 2009). De rest van het gebied bestaat uit droge heide met overgangen naar natte heide, hoogveen en vennen. De combinatie van en overgangen tussen de droge heide en de twee erosiegeulen met nattere condities door grondwaterinvloed maken het gebied zo soortenrijk. Voorbeelden hiervan zijn overgangen van droge heide, naar natte heide naar een doorstroomveen met actief hoogveen centraal in het gebied,

waarin de Roode beek ontspringt (Van Dijk *et al.* 2019b). Andere overgangen betreffen bijvoorbeeld de korte overgangen van droge heide naar vennen in het Noordwestelijke deel van de heide, de Schrieversheidevennen (De Mars *et al.* 2020) en overgangen van droge heide naar kleinschalige hellingveentjes zoals het Gerritshangveen en de Brandenburg (Van Dijk *et al.* 2020). In noordelijke richting gaat het doorstroomveen over in hoogveenbossen in het dal van de Roode beek. Soorten als Beenbreek (*Narthecium ossifragum*), Kleine zonnedauw (*Drosera intermedia*) en Lavendelheide (*Andromeda polifolia*) komen hier veelvuldig voor. Ook de Hoogveenglanslibel (*Somatochlora arctica*) is hier aangetroffen. Op twee locaties in het gebied is wat heischraal grasland aanwezig.



Figuur 2.3. Enkele impressies van de Brunssummerheide (foto's G. van Dijk).

Aan de oostzijde van het centrale doorstroomveen en rondom de Schrieversheidevennen is een (brede) zone met vochtige heide, met soorten als liggende vleugeltjesbloem en klokjesgentiaan (*Gentiana pneumonanthe*). Centraal in het gebied ligt een deels vergraven en na mijnactiviteit aangebrachte zandvlakte. Ten noorden en ten oosten van het bezoekerscentrum is kruiden- en faunarijk grasland aanwezig op opgebrachte grond op een voormalige vuilstort. Meer info over de aangetroffen natuurwaarde in het gebied is te vinden in het gebiedsplan (Natuurmonumenten 2016) en in meer detail over de verschillende soortgroepen is te vinden in hierna genoemde bronnen; de flora (van Zuijlen en Ketelaar, 2009) avifauna (Hustings, 2009), de wilde bijen (Raemakers, 2009), reptielen (Dorenbosch en Krekels, 2009), libellen, vlinder en sprinkhanen (Ketelaar en Pahlplatz), aquatische ongewervelde (Van Dijk *et al.* 2014), veenmossen (Op den Kamp, 2009), het doorstroomveen (Van Dijk *et al.* 2009, 2012, 2019a) over de veentjes in de regio (Van Dijk *et al.* 2019b) en de Schrieversheidevennen (De Mars *et al.* 2020).

Geologie bodemopbouw

De bodem van de Brunssummerheide bestaat grotendeels uit zeer mineraalarme (zilver)zanden. De Brunssummerheide is dan ook het enige Nederlandse heidegebied dat op Tertiaire afzettingen ligt, namelijk fijne mariene zanden uit het Mioceen (5,3-23 miljoen jaar geleden). Juist deze zeer arme zanden zorgen voor het nutriëntenarme karakter van het gebied. En dit karakter maakt ook hoogveenvorming mogelijk in een sterk door grondwater gevoed bronsysteem centraal op de Brunssummerheide (Van Dijk *et al.* 2019a). Meer details over de geologie staan beschreven in H3.

Antropogene invloed

De Brunssummerheide kent een geschiedenis met een relatief grote antropogene invloed. In de Middeleeuwen was dit zeer waarschijnlijk een landschap van uitgestrekte ‘woeste gronden’, met rondom de dorpen akkers en hooilanden, dat zich uitstreckte tot in het huidige Duitsland. Het toenmalige landbouwsysteem waarin aanwezige voedingsstoffen actief werden vergaard en verplaatst naar de akkers leidde in combinatie met begrazing tot de ontwikkeling van uitgestrekte heidevelden. Op de Tranchot-kaart (1802-1807) is dit nog duidelijk te zien (Figuur 2.4). Tevens is er vermoedelijk een veel groter aaneengesloten veengebied over de Nederlands-Duitse grens in de lager gelegen delen van het gebied aanwezig geweest (Jansen 1960, Van Dijk et al 2019).

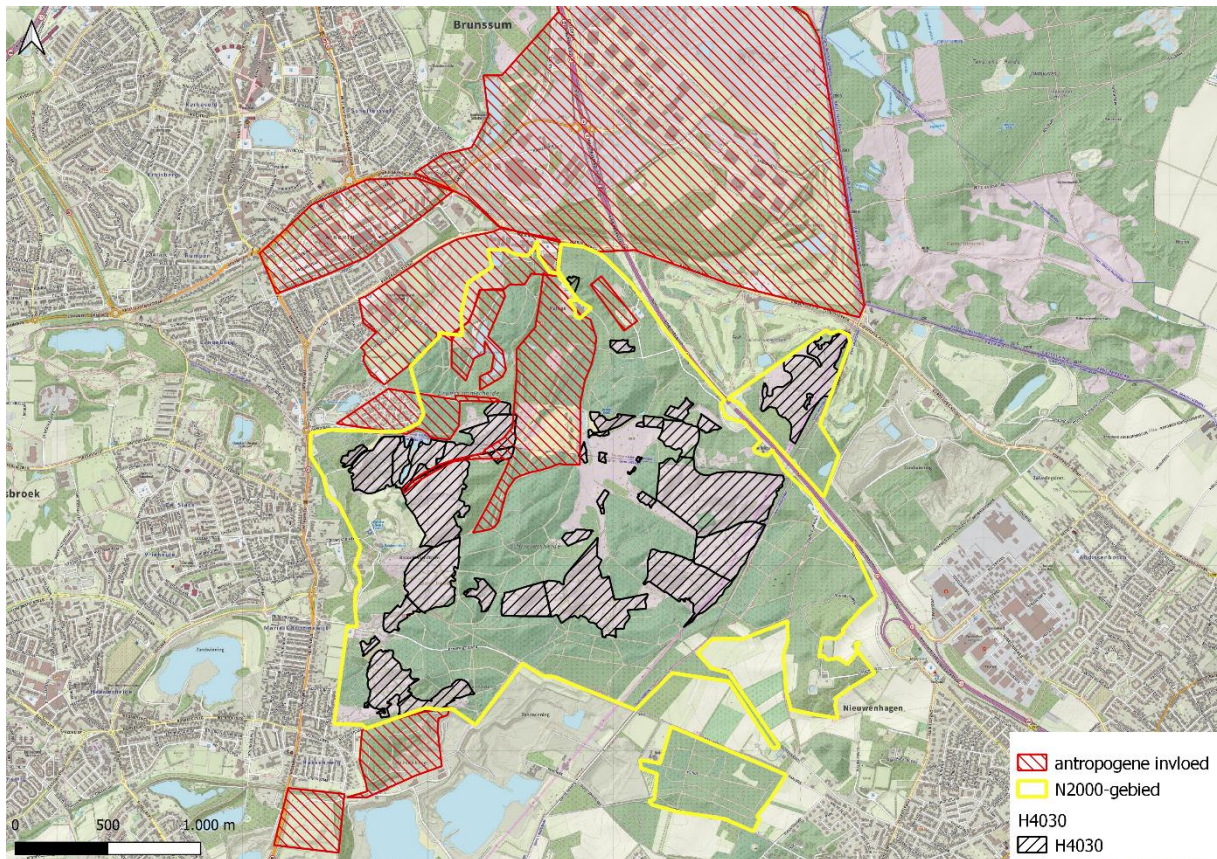


Figuur 2.4. Uitsnede van Tranchot kaarten (1802-1807), kaartbladen Gangelt en Ost Valkeburg, bron Universiteitsbibliotheek Vrije Universiteit Amsterdam, LA.08812GK.

In de afgelopen eeuwen nam de menselijke invloed toe, tot een hoogtepunt in de periode met mijnbouw. Over de vroegere menselijke invloed, op het ontstaan van de heide en ontbossing na, is weinig bekend. In de 18e eeuw zijn er middels intensieve begreppeling bewuste pogingen gedaan

nattere delen in het gebied te ontwateren en te ontginnen. Daarnaast is er lokaal veen afgegraven, o.a. in de Schrieversheidevennen (Jansen 1960), maar vermoedelijk ook in andere veentjes. Daarnaast is er in de regio (lokaal) klei en zilverzand gewonnen, ten zuiden van het gebied wordt momenteel nog actief zilverzand gewonnen. Eén van de grootste menselijke invloeden in het gebied betreft de bruinkoolwinning in de twintigste eeuw, deze werd verricht in dagbouw wat samen met de hiermee meekomende stedelijke uitbreidingen een grote stempel om het gebied plaatste. In de regio werd zowel bruin- als steenkool gewonnen, op de Brunsummerheide zelf waren enkele bruinkoolgroeves van de firma Bergerode (demijnstreek.nl). In figuur 2.5 is weergegeven waar mijnbouw heeft plaatsgevonden en/of waar “gebiedsvreemd” materiaal op is aangebracht. De bruinkoolwinningen hebben een grote invloed gehad op het landschap en de regionale hydrologie. De voormalige groeves zijn momenteel nog deels zichtbaar als vijver, zoals de Koffiepoel noordelijk in het gebied. Daarnaast werden enkele van de voormalige groeves ook gevuld met restproducten vanuit de mijnbouw, zoals mijnsleen en mijnslik. Het natuurlijk reliëf en de bodemopbouw zijn hierdoor, met name in het noordelijke deel van het gebied, geheel aangepast in die tijd. Zo is ook de zandvlakte ontstaan doordat een voormalige groeve is gedicht met gebiedsvreemde grond. De intensiviteit van de bruinkoolwinning fluctueerde gedurende de twintigste eeuw en eindigde eind jaren '50 begin jaren '60 van de vorige eeuw. Met de mijnbouw kwam echter ook actieve bosaanplant in de heide van het gebied wat samen met het achterwege blijven van actief beheer leidde tot een toename van het areaal dennenbos in het gebied. In een publicatie in het Natuurhistorisch maandblad in 1939 schreef De Wever al over de Heerler- en Brunsummerheide ‘Wat er was en over is van “de groote stille heide”’. Met name in de periode na de Tweede Wereldoorlog verboste het gebied nog sterker door het ontbreken van intensief beheer om de verbossing tegen te gaan. Deze verbossing leidde samen met intensiever beekonderhoud tot verdroging van het gebied (Royal Haskoning, 2008).

Naast de bruinkoolwinning is er aan de westzijde van het gebied een voormalige vuilstort aanwezig. Deze vuilstort, waar in de jaren '80 van de vorige eeuw het bezoekerscentrum en de sterrenwacht op werden gebouwd, is een voormalige vuilstort die ongeveer 50 jaar geleden is afgedekt met een dunne (gebiedsvreemde) lösslaag (De Mars *et al.* 2020). De vuilstort ligt op de plaats van een oude zandgroeve in de toenmalige kop van het erosiedal, die tot omstreeks 1960 nog werd geëxploiteerd.



Figuur 2.5. De topografische kaart van de regio met hierop in rode arcering vlakken waar antropogene invloed (bodempverzet voor en door de mijnbouw) is geweest. Middels een gele lijn is de begrenzing van het N2000 gebied weergegeven en middels een zwarte arcering het oppervlak met habitattype droge heide H4030.

Beheer en recreatie

In de periode 1950-1974 diende de Brunssummerheide nog gedeeltelijk als militair oefenterrein waarbij zowel zware voertuigen (tanks) als grondoefeningen (schuttersputten) plaatsvonden (Van der Mast, 1983). Tegelijkertijd ontwikkelde het gebied zich als belangrijk recreatiegebied in de inmiddels zeer dicht bevolkte Oostelijke Mijnstreek. Deze recreatiedruk werd door het toenmalige Recreatieschap in goede banen geleid. Tevens introduceerde het recreatieschap heidebeheer door de inzet van een schaapskudde (Van der Mast, 1983). Ook werden midden jaren tachtig de eerste hydrologische herstelmaatregelen getroffen zoals het dichtten van greppels in het veengebied, waarop veenmosbegroeiingen zich uitbreidden. In de overgangperiode van het recreatieschap naar Natuurmonumenten is het beheer wederom wat extensiever geworden (Wortel *et al.* 2009). In de periode 1995 tot 2003 is als gevolg hiervan actief beheer uitgevoerd door het uitbreiden van de schaapskudden en het toepassen van drukbegrazing met een schaapskudde en het verwijderen van opslag van Berk en Grove Den (Wortel *et al.* 2009). Van Zuijlen en Ketelaar (2009) vermelden dat er een gradiënt in het gebied aanwezig is van intensiteit van begrazing (hoge intensiteit in het westen, nabij de schaapskooi, en lage intensiteit in oosten, op grotere afstand van de schaapskooi), zie ook Figuur 2.2 voor het aantal soorten per hectare. In periode 2009-2013 is vervolgens bos gekapt en bos gedund met name in het direct intrekgebied van het doorstroomveen centraal op de Brunssummerheide (Van Dijk *et al.*, 2012; Royal Haskoning, 2012). Dit had positieve gevolgen voor de veenontwikkeling aldaar (De Mars, 2015). Daarnaast zijn er in de afgelopen 10 jaar op enkele kleine plekken, in het kader van de PAS, plagwerkzaamheden uitgevoerd.

Over het huidige beheer schrijft Natuurmonumenten het volgende in hun natuurvisie 2016 - 2033 (Natuurmonumenten, 2016);

“In het huidige beheer blijft schapenbegrazing een belangrijke maatregel. Per deelgebied wordt bekeken hoe en wanneer begrazing de beste resultaten oplevert voor flora en fauna. De bosopslag van den, berk en invasieve exoten als Amerikaanse eik en Amerikaanse vogelkers wordt cyclisch verwijderd. De droge heide mag uitbreiden en wordt om structuurverbetering te realiseren kleinschalig geplagd. Voor zure vennen komt een monitoringsmeetnet en herstelplan. Het nat heischraal grasland wordt op potentiële plekken uitgebreid. En het bos wordt beheerd volgens een uitgekiend bosbeheerplan. De negatieve effecten van stikstofdepositie worden in de gehele planperiode aangepakt door naast het reguliere beheer extra beheermaatregelen te nemen, zoals het kleinschalig plaggen van de droge en de natte habitattypen.”

Voor de heide wordt het volgende vermeld;

“Voor de droge heide: Het westelijk deel wordt intensief begraasd met schapen, het oostelijk deel minder intensief. Jaarlijks wordt geprobeerd een derde deel van de gebieden te ontdoen van teveel aan bosopslag. Elk gebied komt zo eens in de drie jaar aan bod. De vochtige heide wordt begraast met schapen.”

2.2 Abiotiek van de droge heide

Op basis van de database van B-WARE (GRIP) kon worden aangetoond aan welke bodemchemische randvoorwaarden moet worden voldaan om een aantal voor de heide kenmerkende plantensoorten te kunnen laten voorkomen. Daarnaast is met oude vegetatiekarteringen (H6) van de Brunsummerheide aangetoond dat de droge heide op de Brunsummerheide in het verleden soortenrijker was dan tegenwoordig. Het verdwijnen van deze plantensoorten uit de Brunsummerheide, geeft een indicatie voor veranderde bodemcondities. De beschreven randvoorwaarden werden vervolgens gebruikt als mogelijk hersteldoel in de verdere rapportage.

Referentiewaarden gemeten in goed ontwikkelde droge heide

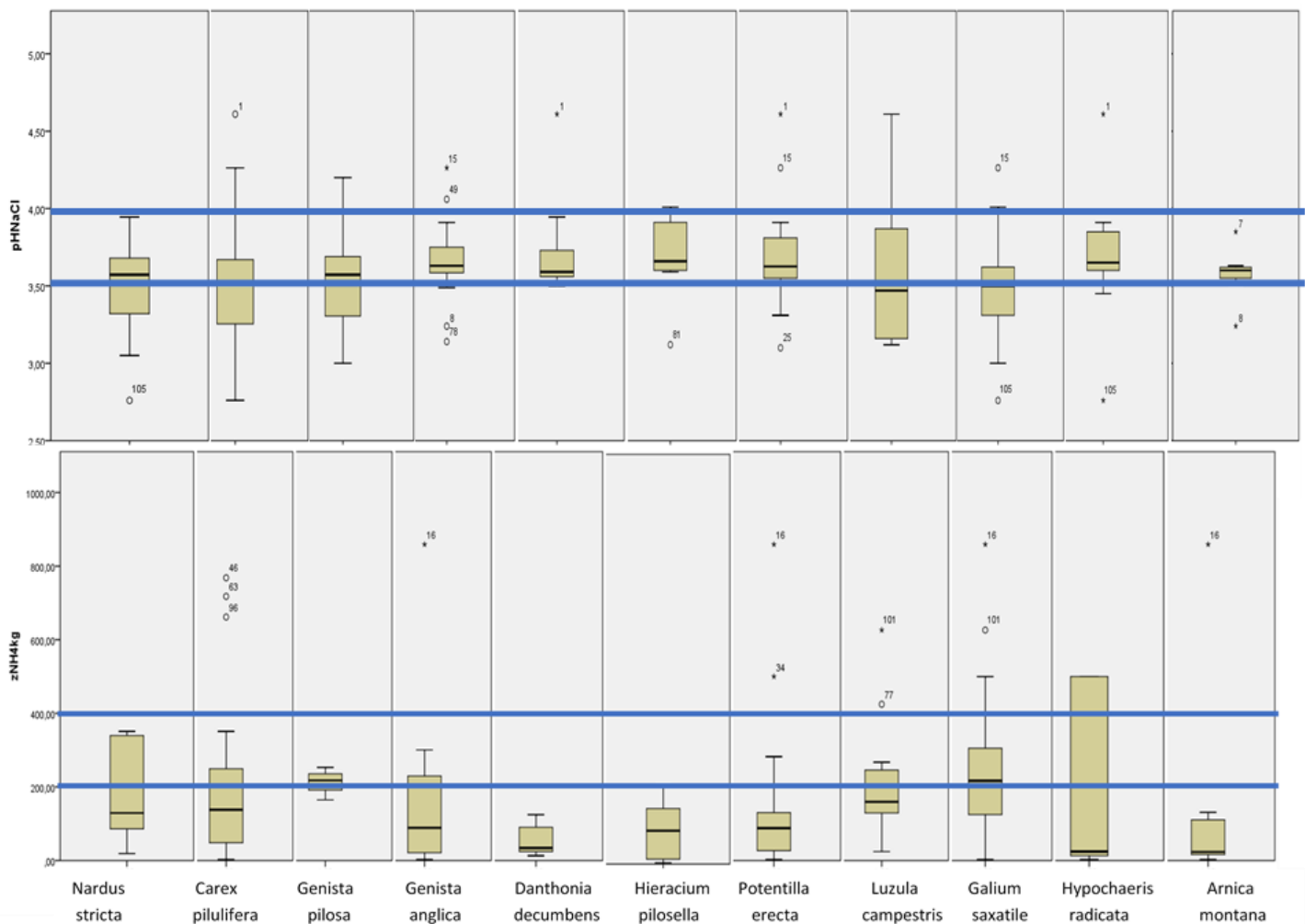
Het behouden en herstellen van de heide met haar kenmerkende planten- en diersoorten is bij veel herstelmaatregelen de hoofddoelstelling. Voor de vegetatie in het droog zandlandschap zijn de beschikbaarheid van nutriënten en de zuurgraad belangrijke sturende factoren (o.a. Bobbink 2008; De Graaf *et al.*, 2009). In deze studie ligt de nadruk op abiotiek van het habitatype Droge heide (H4030).

Binnen de binnenlandse droge heide (Calluno-Genistion pilosae) komen in Nederland twee associaties voor, waarvan verreweg de meest voorkomende de associatie van Struikhei en Stekelbrem (**20Aa01**: Genisto anglicae-Callunetum) is. Binnen deze associatie worden op dit moment drie subassociaties onderscheiden, waaronder de typische vorm (**20Aa01b**: Genisto anglicae-Callunetum typicum), de van oorsprong meer soortenrijke heischrale subassociatie (**20Aa01d**: Genisto anglicae-Callunetum danthonietosum) en de korstmosrijke subassociatie op vastgelegde stuifzand (**20Aa01a**). Steeds vaker wordt - en werd - ook de rompgemeenschap van Pijpenstrootje (*Molinia caerulea*) en/of Bochtige smele (*Deschampsia flexuosa*) (**20RG1**), een sterk gedegradeerde vorm van de droge heidevegetatie, aangetroffen.

Ongeveer 135 vegetatie-opnames (droge heide) uit de GRIP-database (Gemeten Referentiewaarden in Plantengemeenschappen) van B-WARE zijn met ASSOCIA tot op subassociatieniveau of rompgemeenschap ingedeeld. Aangezien per vegetatie-opname ook bodemchemische gegevens bekend zijn, is zo een overzicht van de bodemchemie per (sub)associatie of rompgemeenschap verkregen. Aan de hand van deze analyse zijn bodemchemische randvoorwaarden opgesteld voor het voorkomen van genoemde vegetatie-eenheden (Tabel 2.1). Hierbij bleek dat pH-zout, de concentratie plantbeschikbaar Ca, de Al/Ca-ratio en de NH₄-concentratie de belangrijkste sturende parameters zijn voor het al dan niet voorkomen van deze vegetatie-eenheden. Naast de in Tabel 2.1 genoemde

parameters zal ook de voor planten beschikbare fosforconcentratie voldoende laag moeten zijn voor droge heide (150-400 $\mu\text{mol/kg}$ bodem).

De typische subassociatie van de droge heide (20Aa01b) komt zeer frequent voor in het Nederlandse heidelandschap: het is op zich een relatief soortenarme vegetatie, maar er zijn echter duidelijke aanwijzingen dat deze subassociatie in de afgelopen 4-5 decennia door verschillende oorzaken steeds armer aan plantensoorten is geworden. Aan de hand van een aanvullende analyse van het voorkomen van 10-12 plantensoorten uit de droge heide in relatie tot hun bodemchemie zijn ook randvoorwaarden geformuleerd waarbij veel van de soorten, zoals Stekelbrem (*Genista anglica*), Tormentil (*Potentilla erecta*), Tandjesgras (*Danthonia decumbens*) en Muizenootje (*Hieracium pilosella*) wel kunnen voorkomen (Tabel 2.1 en Figuur 2.6). Daarnaast zijn er sterke aanwijzingen dat deze soortenrijke subassociatie voorkomt bij een basenverzadiging van rond de 30-40% in de bovengrond (Expert judgement).



Figuur 2.6. Bodem pH_{NaCl} (bovenste) en anorganisch ammoniumconcentratie (onderste) in $\mu\text{mol/kg}$ van vegetatie-opnamen waar deze soorten wel aanwezig waren. Blauwe lijnen geven het voor pH het bereik weer waarin de voor bodemverzuring gevoelige soorten kunnen voorkomen. Blauwe lijnen geven in de onderste figuur geven de gewenste maximale NH₄-concentratie in de bodem weer (onderste lijn op 200 $\mu\text{mol/l}$ bodem), en de maximale concentratie waarin kenmerkende soorten nog af en toe gevonden worden (bovenste lijn op 400 $\mu\text{mol/l}$ bodem). Deze soorten kunnen overigens vaak nog voorkomen bij een hogere pH en lagere concentratie NH₄, maar dan valt het habitattype niet meer onder de heidevegetaties en valt buiten deze dataset.

Tabel 2.1. Randvoorwaarden voor een soortenarme en soortenrijke vorm van twee subassociaties en een rompgemeenschap van habitattype H4030, waarbij de pH gemeten is in een zoutextract (pH-NaCl), de beschikbare calciumconcentratie in $\mu\text{mol/l}$ bodem (Ca-NaCl), de aluminium/calciumratio in mol/mol (Al/Ca-ratio) en de anorganische ammoniumconcentratie in $\mu\text{mol/l}$ bodem ($\text{NH}_4\text{-NaCl}$). Daarnaast is de typische sub associatie van Struikhei en stekelbrem (20Aa01b) onderverdeeld in een soortenarme- en goed ontwikkelde variant.

		pH-NaCl	Ca-NaCl ($\mu\text{mol/kg}$ bodem)	Al/Ca-ratio	$\text{NH}_4\text{-NaCl}$ ($\mu\text{mol/kg}$ bodem)
Associatie van Struikhei en stekelbrem (20Aa01)	Genisto anglicae-Callunetum (20Aa01)				
Typische sub associatie	Genisto anglicae-Callunetum typicum (20Aa01b)	2,6-4,3	400-2300	2-10	<250
soortenrijke heischrale subassociatie	Genisto anglicae-Callunetum danthonietosum (20Aa01d)	3,5-4,3	1500-4000	<2 (2,5)	<200
Vergraste rompgemeenschap	Rompgemeenschap van Pijpenstrootje en Bochtige smele (20RG1)	3,0-3,5	<1000	2-6	150-600 (1300)
Onderverdeling typische subassociatie van Struikhei en stekelbrem (20Aa01b)	Onderverdeling Genisto anglicae-Callunetum typicum 20Aa01b				
Typische subassociatie-zonder kruiden, zeer soortenarm	20Aa01b_zeer soortenarm	2,6-3,5	400-2000	2-10	<300
Typische sub associatie- met kenmerkende kruiden, goed ontwikkeld	20Aa01b_goed ontwikkeld	>3,5	>1500	<2	<200

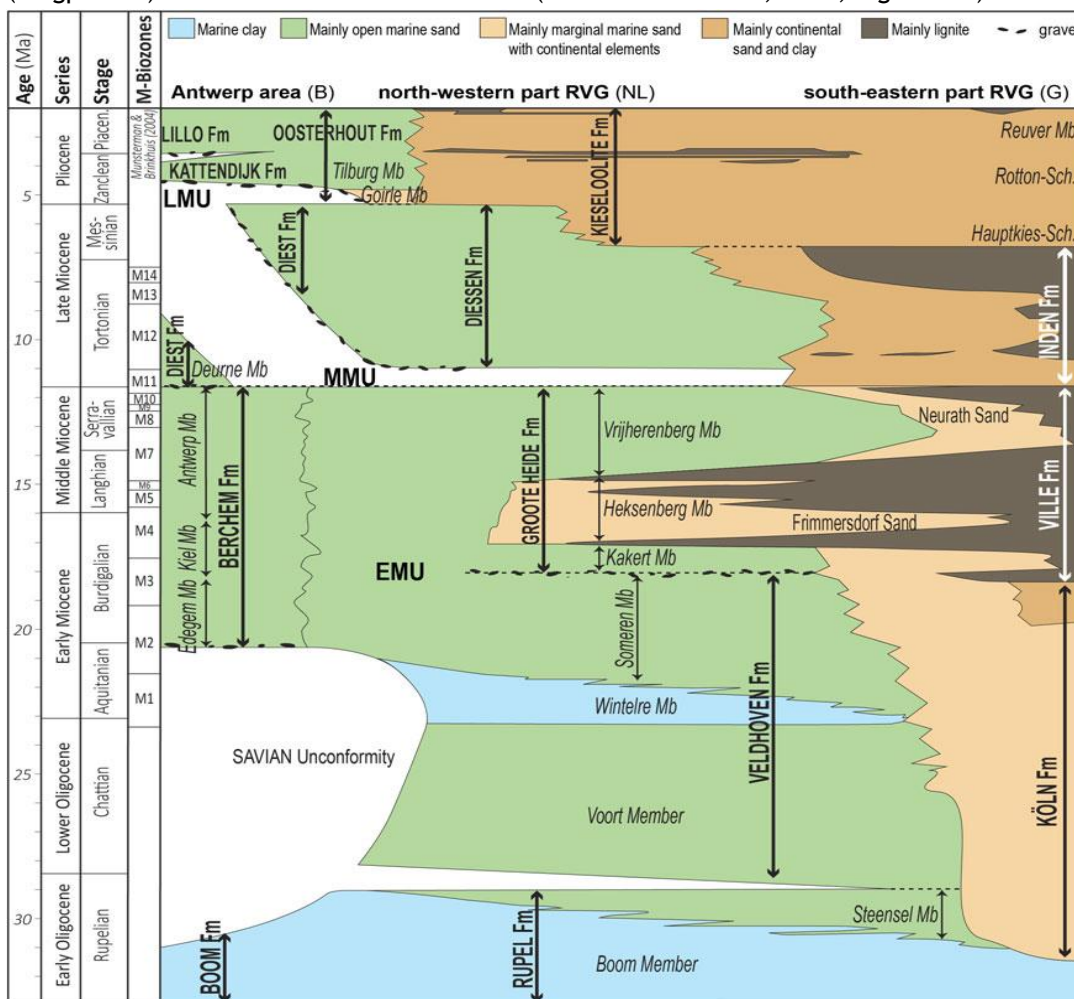
3 Mineralogie

3.1 Geologisch overzicht

In dit hoofdstuk staat de geologie beschreven van de Brunssummerheide, hierbij is ingegaan op de ontstaansgeschiedenis, en werd door middel van metingen bepaald hoeveel kation-leverende mineralen er in de bodem aanwezig zijn.

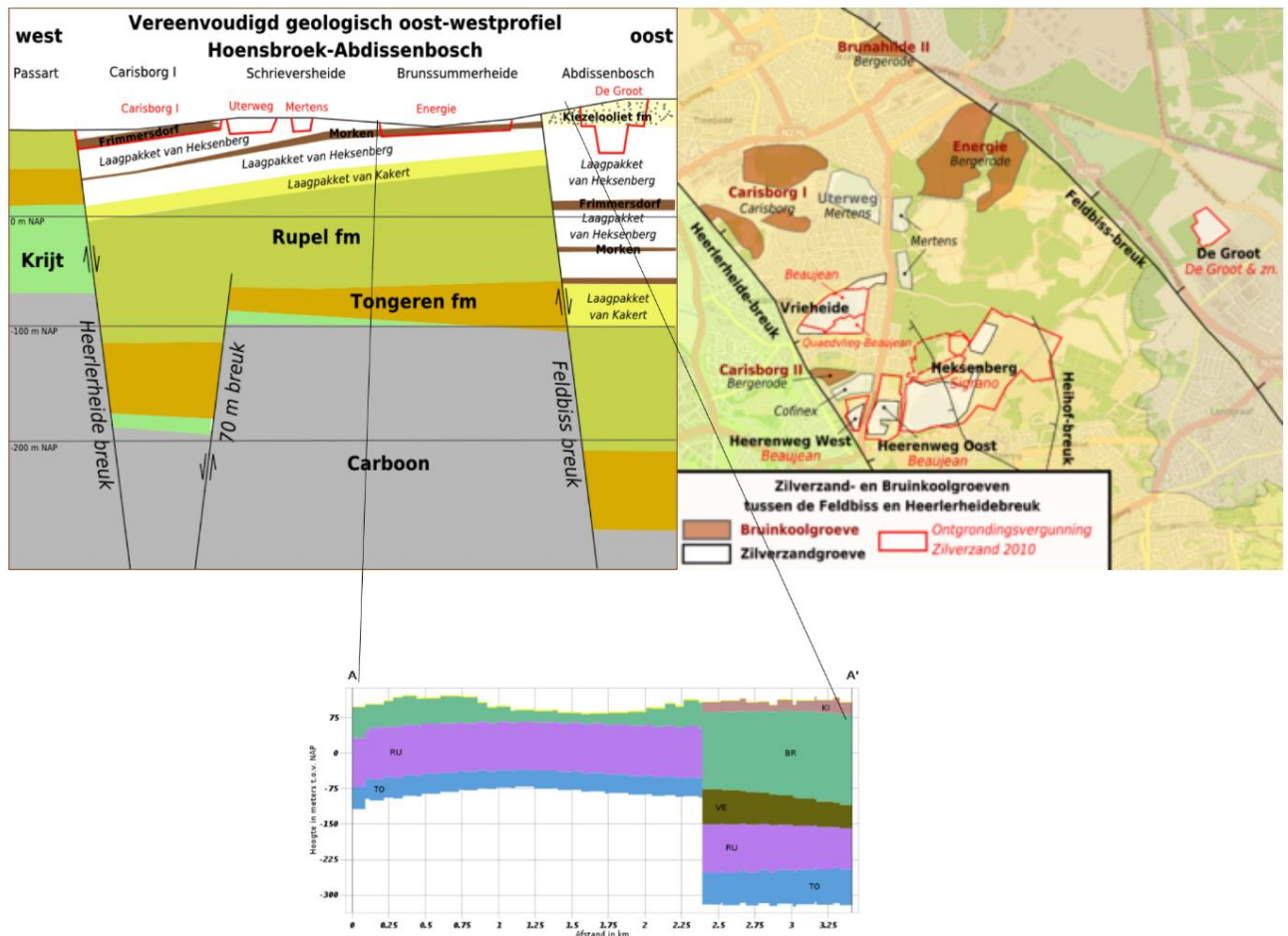
Drie geologische eenheden zijn van belang voor het studiegebied van de Brunssummerheide, de 'Zilverzanden' (witte zanden die nagenoeg geheel uit kwartzand bestaan), bruinkollagen en de Kiezeloolliet Formatie (rivierzand met veel grind).

De zilverzanden van de Brunssummerheide en omgeving zijn afgezet in het Mioceen in een kustmilieu en zijn bekend onder verschillende namen. In oudere geologische indelingen in laagpakketten (de lithostratigrafie) staan de zilverzanden bekend als de Formatie van Heksenberg. Later is deze eenheid ondergebracht als Laagpakket van Heksenberg in de Formatie van Breda (Westerhoff, 2003; Van Loon, 2009). Recent is voorgesteld de Breda Formatie op te splitsen in twee afzonderlijke formaties (Groote Heide en Diessen Formaties) vanwege de aanwezigheid van een discondantie, de Middle Miocene Unconformity (MMU). De zilverzanden behoren in deze indeling tot de Heksenberg Member (laagpakket) van de Groote Heide Formatie (Munsterman *et al.*, 2020; Figuur 3.1).



Figuur 3.1. Stratigrafie en ouderdom van de Oligocene tot Pliocene afzettingen in een dwarsdoorsnede van de regio Antwerpen via de Roerdalslenk tot in Duitsland, met formatienamen voorgesteld door Munsterman *et al.*, 2020. LMU, MMU, EMU: unconformities (erosieniveaus).

Het Laagpakket van Heksenberg is 15 tot 17 miljoen jaar oud (Munsterman *et al.*, 2020). Ze is afgezet in een kustnabij milieu. Sedimentaire structuren, zoals grootschalige scheve gelaagdheid en visgraatgelaagdheid (indicatie voor snel wisselende tegengestelde stroomrichtingen) wijzen op een kustnabij getijde- en strandmilieu (Van Loon, 2009). Tijdens het veldwerk op de Brunsummerheide zijn ook grindlagen met gerolde (sterk afgeronde) vuursteen ('Maaseieren') gevonden wat op een strandmilieu met hoge golf- en stromingsenergie wijst. Plaatselijk komen ook tot zandsteen verkitte lagen voor (Nivelsteiner zandsteen).



Figuur 3.2. Linksboven: dwarsdoorsnede door de omgeving van de Brunsummerheide met ligging van de belangrijkste breuken. Het tektonische hoog waarop de Brunsummerheide ligt wordt aan de oostzijde begrensd door de Feldbissbreuk en de Roerdalslenk. Rechtsboven: ligging van de bruinkool- en zilverzandgroeves in de omgeving van de Brunsummerheide, met grenzen van ontgrondingsvergunningen. Bron: <https://nl.wikipedia.org/wiki/Zilverzand>, geraadpleegd januari 2020. Onder: Zuidwest-Noordoost dwarsprofiel door de Brunsummerheide. BR (groen): Formatie van Breda cf. Van Loon (2009) inclusief Heksenberg Member; VE (bruin) Formatie van Veldhoven, Laat-Oligoceen; RU (paars): Formatie van Rupel (Oligoceen); TO (zeegroen): Formatie van Tongeren, Eoceen-Oligoceen. KI mist (rechts boven beetje kiezelooliet).

De zilverzanden van het Laagpakket van Heksenberg worden aan de bovenzijde en onderzijde begrensd door Miocene bruinkoollagen die tot de Formatie van Ville worden gerekend; respectievelijk de Frimmersdorf-Laag en de Morken-Laag. De bruinkoollagen zijn uitlopers van de bruinkoollagen die in de Duitse open bruinkoolgroeven afgegraven worden. Ze zijn afgezet in kustmoerassen. In het noordelijk deel van de Brunsummerheide (buiten het huidige onderzoeksgebied) zijn deze bruinkoollagen vroeger ook in dagbouw gemijnd. Tijdens het huidige veldwerk zijn ook humeuze lagen in de zilverzanden gevonden.

De Kiezeloöliet Formatie is afgezet door de Rijn en de Maas tijdens het Laat-Mioceen en het Pliocéen, en is jonger dan het Laagpakket van Heksenberg en Ville Formatie (Westerhoff, 2003; Westerhoff *et al.*, 2008; figuur 3.1). Het zijn grotendeels rivierafzettingen, van wisselende samenstelling: grindlagen (Grind van Waubach), zandlagen, kleilagen en veen/buinkoollagen. In het onderzoeksgebied is alleen het Grind van Waubach met zekerheid aangetroffen, een grofzandig, zeer grindrijk pakket. Het grind bestaat grotendeels uit opvallend witte melkkwarts. Het pakket is afkomstig van erosie van verweringsdekken uit het Rijns Leisteengebergte, Eifel en Ardennenmassief, na tektonische opheffing en erosie. De Rijn had op dat moment nog geen contact met de Alpen (Boenigk, 2002; Huisman and Kiden, 1997), en het Eifel-vulkanisme was nog niet actief. Contact met de Alpen kwam pas aan het einde van het Pliocéen tot stand. De Maas, die in zuidwest-noordoostelijke richting stroomde (Oostmaas) leverde in Zuid-Limburg ook een grote bijdrage aan het sediment (Kemna, 2008). De Kiezeloöliet Formatie is genoemd naar een typische grindcomponent uit de Jura, verkieselde oölietkalk, die overigens zeer sporadisch voorkomt in het Limburgse grind.

Het breukensysteem van de Beneden-Rijnslenk bepaalt waar deze formaties in de Brunsummerheide aan de oppervlakte voorkomen. De strekking van dit breukensysteem is zuidoost-noordwest. Het grootste deel van de Brunsummerheide ligt op een tektonisch hoog, het Kempisch blok. Daar liggen oudere afzettingen zoals het Laagpakket van Heksenberg aan het oppervlak (figuur 3.2). De onderzijde van het Laagpakket van Heksenberg ligt op de Oligocene Formatie van Rupel (kleien, fijne zanden) en helt geleidelijk naar het noordwesten.

Het meest oostelijk deel van de Brunsummerheide (ten oosten van de N299) ligt in de Roerdalslenk, een tektonisch dalingsgebied, aan de zuidwest-zijde begrensd door de Feldbiss-breuk, die net ten westen van de N229 ligt. In dit deel van het onderzoeksgebied ligt het Laagpakket van Heksenberg ca. 25 m onder het oppervlak, en ligt de Kiezeloöliet Formatie aan het oppervlak. Dit is in het terrein goed te herkennen aan de aanwezigheid van veel wit kwartsgrind op hellingen en paden.

3.2 Mineralogie

De zanden van het Laagpakket van Heksenberg worden gemijnd vanwege hun extreem hoge percentage kwarts (SiO_2 : 98% of meer, meestal boven de 99%; van Loon, 2009; Griffioen *et al.*, 2016). De lagen van mindere kwaliteit hebben nog altijd een SiO_2 - gehalte boven de 97%. Kwarts - SiO_2 - wordt niet chemisch aangetast ("verwering") door de zuren die in natuurlijke verweringsbodems voorkomen. Het gehalte niet-kwarts mineralen is extreem laag in de zilverzanden tussen beide bruinkoollagen. Al_2O_3 gehaltes - indicatief voor veldspaten en kleimineralen - bedragen minder dan 0.025%, $\text{Fe}_2\text{O}_3 < 0.01\%$. Het gehalte aan zware mineralen (soortelijk gewicht hoger dan veldspaat, $>2.85 \text{ g cm}^{-3}$) is eveneens extreem laag, soms niet meer dan enkele duizendsten van procenten (Van Loon, 2009).

Dit percentage aan niet-verweerbaar mineraal materiaal is extreem hoog in vergelijking met andere zanden onder Nederlandse bossen en heidevelden. De meeste zanden bevatten lagere percentages kwarts, aangevuld met een reeks andere, vaak relatief makkelijk verweerbare lichte mineralen zoals carbonaten, veldspaten, reactieve ijzermineralen (oxiden, sideriet, sulfiden, glauconiet) en geringe percentages zware mineralen. In de Pleistocene zanden die elders in Nederland aan de oppervlakte liggen, kan het gewichtpercentage veldspaten oplopen tot boven 10% (Mol, 2002; Griffioen *et al.*, 2016). De hoeveelheid SiO_2 gemeten met XRF analyse ligt in het algemeen tussen de 91% en 98% (Mol, 2002). Hierin is echter ook Si uit niet-kwarts silicaten (zoals veldspaten meegenomen), zodat dit geen exacte maat is voor het totaal aan niet-verweerbaar kwarts. Pleistocene Rijnaafzettingen, glaciële afzettingen van de Formatie van Drenthe en daarvan afgeleid materiaal van de Formatie van Bostel bevatten doorgaans ook enkele procenten kalk (Van Huissteden, 1990; Griffioen *et al.*, 2016). Gewichtpercentages zware mineralen worden zelden afzonderlijk vermeld bij mineralogische analyse, maar liggen normaal in de orde van enkele procenten.

Van Loon (2009) verklaart het extreem hoge kwartsgehalte van het Laagpakket van Heksenberg met verwerking die voornamelijk na de afzetting van het zand heeft plaatsgevonden. In de zanden komen sterk verweerde mineraalkorrels voor, die zodanig zijn aangetast dat ze in het energierijke kustmilieu waarin de zilverzanden zijn afgezet, uit elkaar zouden zijn gevallen. De conclusie is dat de meeste verwerking na afzetting moet hebben plaatsgevonden. Volgens Van Loon (2009) zijn de zanden verweerd onder tropische condities, en heeft dit samen met sterke humuszuren afkomstig uit de bruinkoollagen bijgedragen aan het verdwijnen van alle verweerbare mineralen in de afzettingen.

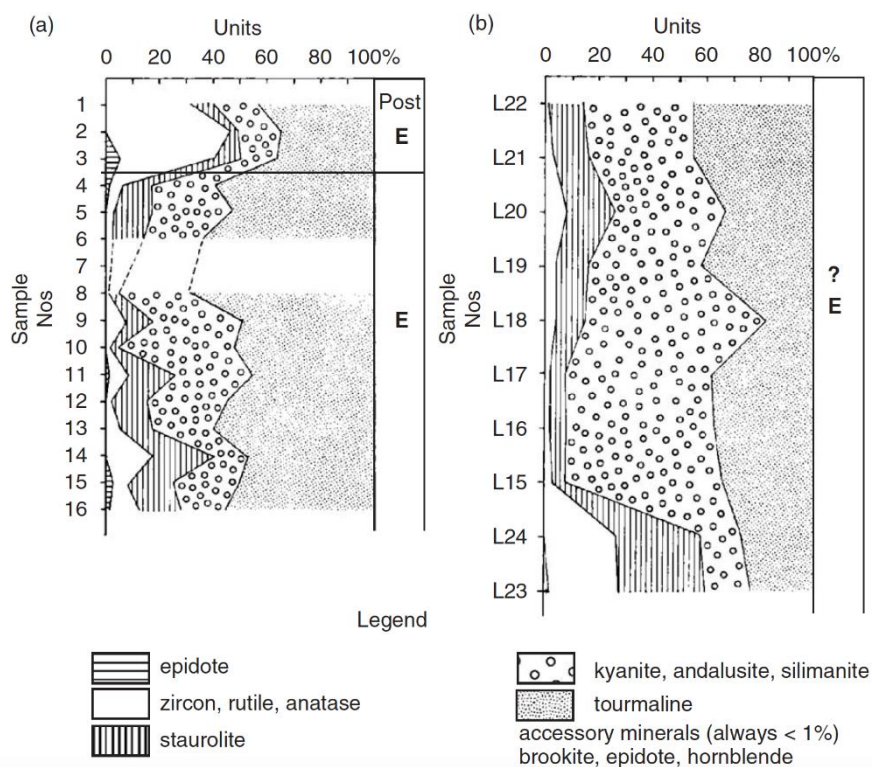
Echter, voorafgaand aan afzetting moet sterke verwerking in warme (sub)tropische klimaten ook al sterk bijgedragen hebben aan de samenstelling van het materiaal, dat door rivieren uit het achterland naar het afzettingsgebied van het Laagpakket van Heksenberg is aangevoerd. Het achterland - de Ardennen en het Rijns Leisteengebergte - was in het Tertiair nog een laaggelegen schiervlakte, waar een dik dek van sterk verweerd gesteente op de Paleozoïsche ondergrond voorkwam. Alleen tijdens het Krijt, Paleoceen-Eoceen en Oligoceen zijn delen van deze schiervlakte door de zee bedekt geweest (Demoulin, 1989; Dupuis en Ertus, 2006 Demoulin *et al.*, 2009). In tussenliggende perioden kon sterke verwerking onder tropische en subtropische condities plaatsvinden. De Oligocene transgressie van de zee heeft sterk verweerde, witte zanden afgezet in delen van de Ardennen; restanten daarvan zijn te vinden in karstdepressies op de hogere plateaus in de Ardennen. Deze witte Oligocene zanden moeten in het Mioceen hebben bijgedragen aan de afzetting van het Laagpakket van Heksenberg. De sterk afgeronde vuurstenen (afkomstig uit Krijtkalk) kunnen ook uit Oligocene stranden en kustkliffen afkomstig zijn.

In de karstdepressies met Oligocene mariene zanden in de Ardennen worden ook bruinkoollagen gevonden die tot percolatie van humuszuren hebben geleid. Een ander proces dat mogelijk aan sterke verwerking kan hebben bijgedragen is de oxidatie van pyriet. Mariene afzettingen bevatten vaak pyriet, dat bij snelle oxidatie, en zonder de aanwezigheid van neutraliserende kalk, sterke zuren kan opleveren (Dupuis en Ertus, 2006). Dit kan ook een rol gespeeld hebben bij de verwerking van bronmateriaal van het Laagpakket van Heksenberg, en na afzetting daarvan.

Zware mineralen analyse wordt vaak gebruikt om de herkomst van zandafzettingen, en de verwerkingsprocessen die hebben plaatsgevonden te traceren. Voor de bodem van de Brunsummerheide kunnen ze eventueel als bron van verweerbaar materiaal dienen, die bufferende ionen kunnen opleveren. Net als bij de lichtere mineralen zijn er mineralen met meer en minder resistentie tegen verwerking. Tabel 3.1 geeft een overzicht van de chemische samenstelling van de voor de Brunsummerheide meest relevante zware mineralen.

Tabel 3.1. Overzicht van de chemische samenstelling van de voor de Brunsummerheide meest relevante zware mineralen. Vetgedrukt: opake mineralen, vaak niet in analyses betrokken. Kolom Stab: relatieve chemische stabiliteit tegen verwerking; blanco: verweert snel, +++: zeer stabiel.

Mineraal	Stab	
kyaniet, andalusiet, sillimaniet	++	Al_2SiO_5
Epidoot		$\text{Ca}_2(\text{Fe,Al})\text{Al}_2(\text{SiO}_4)(\text{Si}_2\text{O}_7)\text{O}(\text{OH})$
Granaat		$\text{X}_3\text{Y}_2(\text{SiO}_4)_3$; X en Y: Ca, Fe, Mg, Al, Cr, Mn
Hoornblende		$\text{Ca}_2(\text{Mg,Fe,Al})_5(\text{Al,Si})_8\text{O}_{22}(\text{OH}_2)$
Ilmeniet	+++	FeTiO_3
Rutiel, anataas, leucoxeen	+++	TiO_2
Stauroliet	++	$\text{Fe}_2\text{Al}_9\text{O}_6(\text{SiO}_4)_4(\text{O,OH})_2$
Toermalijn groep	++	$(\text{Ca,K,Na})(\text{Al,Fe,Li,Mg,Mn})_3(\text{Al,Cr,Fe,V})_6(\text{BO}_3)_3(\text{Si,Al,B})_6\text{O}_{18}(\text{OH,F})_4$
Zirkoon	+++	ZrSiO_4



Figuur 3.3. Zware mineralen diagram van de groeves Beaujean en Nivelstein. Op de verticale as staat het monsternummer, op volgorde van diepte. Horizontale as: percentage van een mineraal(groep). Rechterzijde van de diagrammen: mineraalzones die worden onderscheiden. Uit Van Loon en Mange (2007). Gebaseerd op tellingen van 100 doorzichtige korrels van 50 - 500 micrometer doorsnede per monster.

Mineraalgroepen die doorgaans worden onderscheiden na determinatie met de petrografische microscoop zijn: epidoot, granaten, hoornblendes, vulkanische mineralen (vooral olivijn, augiet, titaniet), metamorfe mineralen (kyaniet, sillimaniet, andalusiet, stauroliet), toermalijn, een stabiele, zeer moeilijk verweerbare restgroep (zirkoon, rutiel, anataas), en een groep meer zeldzame, accessorische mineralen (topaas, spinel, zoisiet). Door extreme verwerking is vaak een deel van de mineralen niet goed herkenbaar; deze worden geklassificeerd in een restgroep onder de naam 'alteriet'. Daarnaast bevat de zware fractie doorgaans een grote hoeveelheid opake (niet doorzichtige) mineralen die niet met de petrografische microscoop onderzocht kunnen worden en daarom vaak niet geanalyseerd worden. Veel voorkomende mineralen in deze groep zijn ilmeniet en leucoxeen; beide zijn resistent tegen verwerking. De opake groep in de zilverzanden kan 80% van alle zware mineralen bevatten (Van Loon en Mange, 2007).

Van Loon en Mange (2007) en Van Loon (2009) gaan uitvoerig in op de zware mineralen-samenstelling van het Laagpakket van Heksenberg. Van Loon en Mange (2007) hebben zware mineralen geanalyseerd uit de dichtbij de Brunsummerheide gelegen zandgroeve Beaujean (16 monsters) en uit de in Duitsland gelegen Nivelstein groeve (10 monsters). Verder zijn zware mineralen-analyses van het Laagpakket van Heksenberg bekend van twee mijnschachten van de voormalige Staatsmijn Hendrik. Volgens figuur 3.3 worden de zware mineralen gedomineerd door toermalijn en stabiele, nauwelijks verweerbare mineralen (zirkoon, rutiel in mindere mate anataas). Ze komen overeen met de bovenste mineraalzone (E) in de mijnschachten; de zone 'post E' in Figuur 3.3 is niet aanwezig in de mijnschachten. Metamorfe mineralen (kyaniet, andalusiet, stauroliet en sillimaniet) komen in geringe hoeveelheden voor. Dit geldt in de eerste plaats voor de groeves; in de analyses uit de mijnschachten

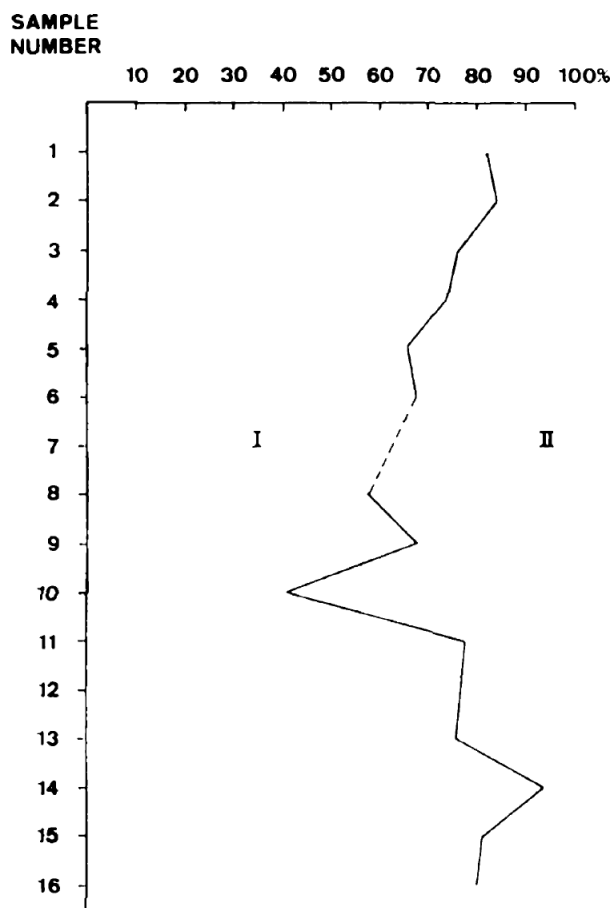
komen in diepere niveaus ook granaat en epidoot voor, die makkelijker verweren. In Figuur 3.3 zijn de opake mineralen niet meegenomen. Van Loon (2009) veronderstelt dat deze mineralen in diepere niveaus van het Laagpakket van Heksenberg bewaard zijn gebleven door de aanwezigheid van verkitten zanden, die de percolatie van humuszuren beperkt hebben.

Gezien de ligging, is de Beaujean groeve het meest representatief voor de Brunsummerheide. De mineraalsamenstelling wordt gedomineerd door toermalijn en de metamorfe mineralen. In de top van de Beaujean groeve nemen de stabiele mineralen sterk toe ten koste van toermalijn. Granaat en andere mineralen zijn nagenoeg afwezig; epidoot is in zeer kleine hoeveelheden aanwezig. Op basis van figuur 3.3 kan de zware minerale samenstelling in de Beaujean groeve gekarakteriseerd worden als 5-10% stabiele mineralen, 35-40% metamorf en stauroliet, >50% toermalijn; in het bovenste niveau van de groeve neemt de hoeveelheid stabiele mineralen tot ca. 40%, metamorfe mineralen nemen af naar ca 30% en toermalijn naar ca 35 - 40%.

De zware mineralen samenstelling is volgens Van Loon en Mange (2007) en Van Loon (2009) sterk beïnvloed door vertering. In monsters in de mijnschachten worden sterk verweerde en fragiele granaatkorrels gevonden naast nauwelijks verweerde korrels. Granaat wordt gezien als een goed verweerbaar mineraal in zure bodems, en kan door vertering geheel verdwenen zijn. Ook het meer resistente stauroliet vertoont vertering, zowel niet verweerde als sterk aangetaste korrels komen in dezelfde monsters voor. Ook toermalijnkorrels laten onder de microscoop verteringsverschijnselen zien. Dat is opmerkelijk, want toermalijn geldt als een moeilijk verweerbaar mineraal, dat verschillende erosie-afzettingscycli kan overleven.

Stauroliet is door Van Loon en Mange (2007) gebruikt als indicator voor de mate van vertering. Voor de Beaujean groeve is een curve van door vertering aangetaste staurolietkorrels geconstrueerd (figuur 3.4). Deze laat een sterker verweerde zone zien in het midden van de groeve, echter niet aan de top. Sterkere vertering aan de top zou te verwachten zijn wanneer recente vertering nog sterk heeft bijgedragen aan vertering; dit is kennelijk niet het geval.

Van de Kiezeloöliet Formatie zijn geen zware mineralen analyses bekend in de onmiddellijke omgeving van de Brunsummerheide. De zware mineralen samenstelling in boringen in Limburg lijkt op die van het Laagpakket van Heksenberg: dominantie van toermalijn, stabiele en metamorfe mineralen (Westerhoff *et al.*, 2008). In enkele boringen in Westerhoff *et al.* (2008) is echter een geleidelijke toename te zien van meer verweerbare mineralen: epidoot, granaat en hoornblende. Dit hangt samen met toenemende erosie in het achterland door tektonische opheffing, en doordat de Rijn contact maakte met de Alpen. Deze meer instabiele mineraalassociatie komt echter noordelijker voor, niet in de omgeving van de Brunsummerheide. De grindfractie van de formatie bestaat voor 80-90% uit witte melkkwarts en kwartsiet, afkomstig uit sterk verweerde Paleozoïsche gesteenten in het achterland (Boenigk 2002).



Figuur 3.4. Aantasting van staurolietkorrels door verwerking in de Beaujean groeve, gebaseerd op tellingen van 50 mineraalkorrels (monster 10 en 12 bevatten < 50 korrels). Type I korrels zijn niet of nauwelijks verweerd; type II korrels zijn sterk door verwerking aangetast. Uit Van Loon en Mange, 2007.

3.3 Materiaal en methode mineralogisch onderzoek

Normaal is, na het oplossen van kalk, de verwerking van veldspaten de belangrijkste bron van bufferende ionen aan het adsorptiecomplex bij verzuring. Aangezien de ondergrond van de Brunsummerheide nagenoeg geheel uit zuiver kwartszand bestaat, zal verwerking van veldspaten niet kunnen bijdragen aan het opbouwen van zuurbufferend vermogen van de bodem. Het doel van dit onderzoek is na te gaan welke andere mineraalfracties eventueel kunnen bijdragen aan bufferend vermogen, meer specifiek de zware mineralen.

In verschillende bossen en heiden is al geëxperimenteerd met toevoeging van gesteentemeel (silicaatmineralen) aan de bodem, om de hoeveelheid verweerbare mineralen te verhogen (Weijters *et al.*, 2018; de Vries *et al.*, 2019). Als overwogen wordt om dit ook op de Brunsummerheide toe te passen, is het ook nodig om meer te weten over de huidige minerale samenstelling van de bodem.

In het veld zijn tien handboringen verricht met een maximale diepte van 3.2 tot 4.0 m. Voor de ligging van de boorpunten zie figuur 5. Het boormateriaal bestond een Edelman-boor, en voor monstername onder de grondwaterspiegel een zuigboor. Er zijn monsters genomen van de bovenste 75 cm en van de onderste 75 cm van iedere boring; van ieder diepteniveau 3 monsters van 1-2 kg materiaal.

XRF (röntgenfluorescentie) is een methode waarbij op een snelle manier, zonder oplossen van mineralen met agressieve chemicaliën, de elementensamenstelling van mineraal materiaal te bepalen. Hiervoor wordt het materiaal tot poeder vermalen en bestraald met hoge energie röntgenstraling, waardoor de atomen in het materiaal in aangeslagen toestand raken en zelf weer

röntgenstraling uitzenden. De resultaten worden doorgaans weergegeven in gewichtspercentages op oxide-basis, bijvoorbeeld % Fe₂O₃ in plaats van % Fe.

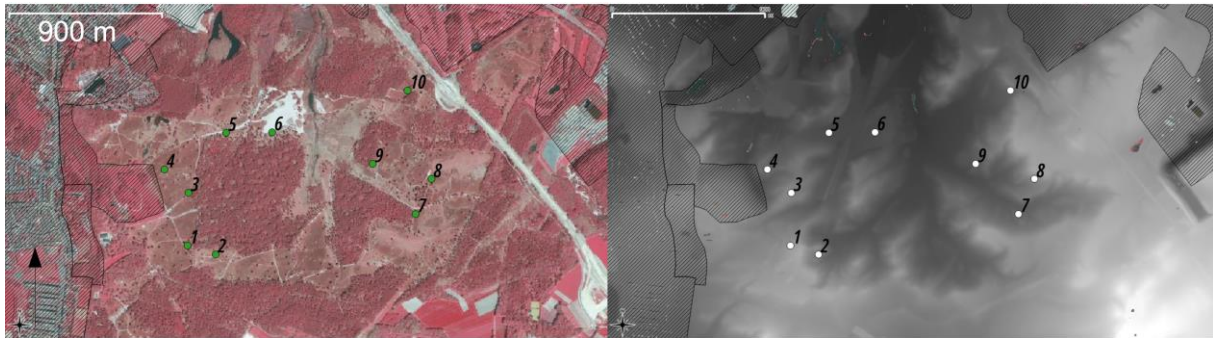
De oorspronkelijke opzet van het onderzoek was, van drie replica's van ieder diepteniveau het zware mineralen gehalte te analyseren op hoofdelementen met XRF. Het extreem lage zware mineralen gehalte maakte dit echter onmogelijk. Voor XRF analyse is minimaal 5 gram materiaal nodig. Bij de extreme zware mineralen gehalten zoals gerapporteerd door Van Loon en Mange (2007) zou ruim meer dan 100 kg materiaal nodig zijn per monster.

Zware mineraalscheiding vergt uitwassen met water om de fractie korrels < 50 µm te verwijderen, een zuurbehandeling om verkitting van korrels door ijzeroxides en kalk te verwijderen, en scheiding in een zware fractie en een lichte fractie. De laatste stap gebeurt door scheiding in een drijvende en zinkende fractie (flotatie) in een vloeistof met een hoog soortelijk gewicht in het bereik 2.85-2.90 g/cm³. De zware vloeistoffen die daarvoor gebruikt worden, zijn duur, en carcinogeen of toxisch. Behandeling van zeer grote hoeveelheden monster is daarom vanwege arbeidsomstandigheden in het laboratorium, en kosten niet mogelijk. Ook wat boortechniek betreft is het verzamelen van dergelijke hoeveelheden monster ondoenlijk.

Als alternatief is gekozen voor een benadering waarbij van alle fracties van het materiaal op ieder bemonsterd niveau zoveel mogelijk informatie verkregen wordt over de samenstelling:

1. XRF analyse van een bulk monster, zonder verdere scheiding in fracties. Deze dient als controle op de volgende stappen, en om eventuele bijdrage van de fijnste fracties te kunnen berekenen.
2. Scheiding van monsters in een lichte en zware fractie, waarbij eveneens bepaald wordt wat het aandeel van zware mineralen in het totaal bepaald wordt.
3. XRF analyse van zowel de lichte fractie afzonderlijk.
4. XRF analyse van de zware fractie afzonderlijk. Aangezien bij alle monsters de hoeveelheid zware fractie te klein is voor XRF analyse, zijn de monsters aangelengd met een bekende hoeveelheid (± 10 g) van de lichte fractie. Omdat uit stap 3 de samenstelling van de lichte fractie bekend is, is de bijdrage van de zware fractie in het analyseresultaat terug te rekenen.
5. XRF analyse van de grove fractie (korrels groter dan 500 µm en grind) afzonderlijk, om de bijdrage aan bufferend vermogen door verwerking van grind in te kunnen schatten.

Bij de zware mineralen scheiding is de gebruikelijke zuurbehandeling overgeslagen, dit om eventuele aanwezigheid van componenten die door de zuurbehandeling aangetast worden te voorkomen. Zware mineraalscheiding in het mineralogisch laboratorium van de VU vindt plaats met een centrifugesysteem, en met di-joodmethaan (CH₂I₂, s.g. 2.89) als scheidingsvloeistof. Vanwege de giftigheid en kosten wordt de vloeistof geregenereerd, door monsters en apparatuur te wassen met aceton.



Figuur 3.5. Ligging van de boorlocaties. Links: geprojecteerd op false color luchtfoto; rechts geprojecteerd op hoogtekartaart. Arceringen op de hoogtekartaart geven bebouwing en groeves aan.

3.4 Resultaten mineralogische onderzoek

3.4.1 Boringen

De beschrijving van de boringen staan in Bijlage 1a. De ligging van de boringen is weergegeven in figuur 3.5. De boringen zijn zoveel mogelijk gespreid door het gebied, met zowel boorlocaties op het hogere plateau als op de hellingen van de erosiedalen.

Met uitzondering van boring 5 en 6 is overal het Laagpakket van Heksenberg aangeboord. In boring 5 en 6 is Holocene beekdalopvulling aangetroffen bestaande uit matig grof zand met humeuze lagen (Formatie van Boxtel, Laagpakket van Singraven); in boring 6 bestaat de top uit jong stuifzand (Formatie van Boxtel, Laagpakket van Kootwijk). Overigens moet dit materiaal gezien de korrelgrootte en samenstelling (zie onder) uit het Laagpakket van Heksenberg zijn afgeleid en over korte afstand getransporteerd.

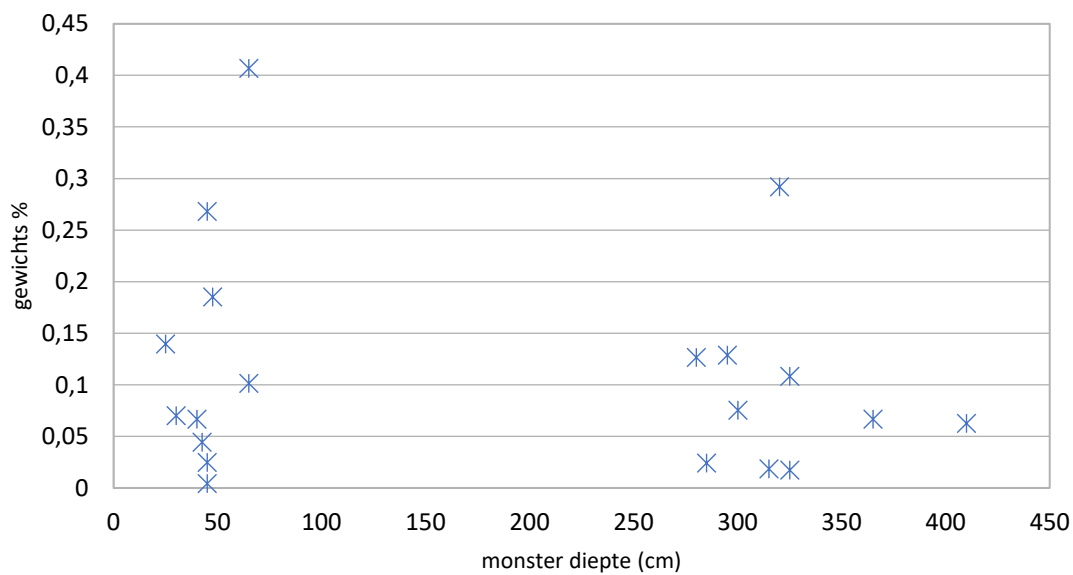
Op twee boringen na is de normale podzolbodembodem verstoord door erosie of vergraving. Boringen met een goed ontwikkelde podzol bodem aan de top zijn boring 3 en 4, beide gelegen op vlakke terrein gedeelten. Boring 1 en 8 bevatten begraven podzol-B horizonten op dieptes van respectievelijk 55 en 120 cm. Dit wijst op regelmatig voorkomen van verplaatsing van materiaal door erosie, en afzetting daarvan op lagere delen van de helling. Binnen het Laagpakket van Heksenberg komen overigens ook humeuze of venige horizonten voor, uitlopers van de bruinkoollagen. Deze kunnen mogelijk verward worden met begraven Holocene bodems, onderscheiding op kleur is echter mogelijk (geen duidelijke bruine verkleuring door ijzerhuiden op zandkorrels).

In boring 1, 7, 8 en 10 is grind aangetroffen (Tabel 3.2). In boring 1, 7 en 10 zijn het vooral grindconcentraties aan of dichtbij de top, veroorzaakt door uitspoeling van fijner materiaal door erosie. In boring 8 was sprake van een wat diepere laag (60 cm) met een concentratie van gerolde vuurstenen. Lagen met gerolde vuursteen dagzomen ook dichtbij boring 8. De hoeveelheid grove fractie > 500 μm (=0.5 mm) in de monsters is doorgaans ook zeer laag; alleen in boring 8 en 10 is net wat meer dan 10% grof zand aangetroffen.

Tabel 3.2. Gewichtspercentages zware mineralen, grove zandfractie > 500 en grind per monster

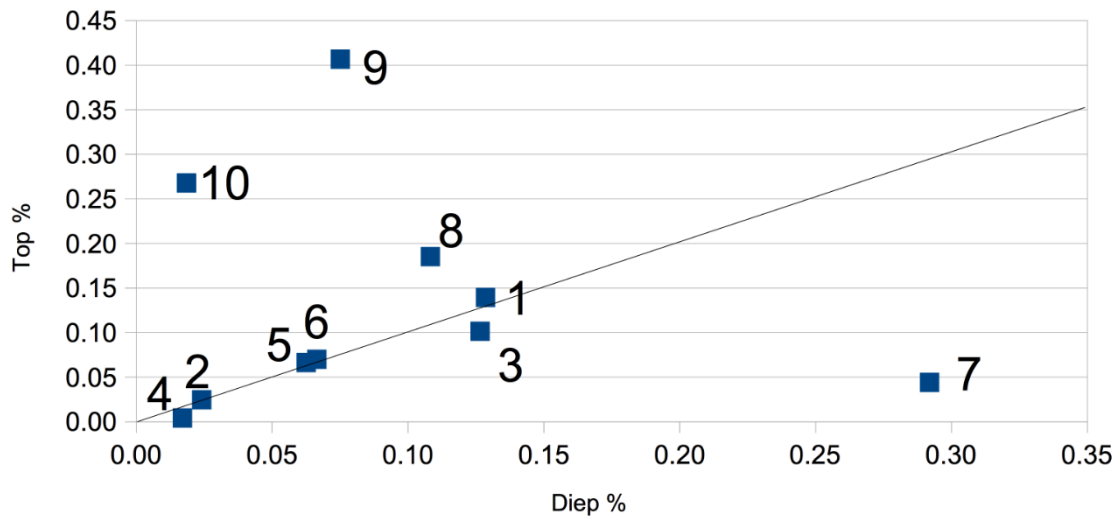
Monster nr	Boring	Diepte (cm)	Gewichts %		Grind %
			zware mineralen	% >500µm	
1	1	10 - 40	0.139	8.10	7.88
2		250 - 340	0.129	0.03	
3	2	30 - 60	0.025	1.01	
4		270 - 300	0.024	0.84	
5	3	50 - 80	0.101	0.03	
6		270 - 290	0.127	0.02	
7	4	30 - 60	0.004	2.89	
8		310 - 340	0.017	0.19	
9	5	20 - 60	0.066	0.09	
10		400 - 420	0.062	1.77	
11	6	10 - 50	0.070	2.73	0.69
12		360 - 370	0.066	0.44	
13	7	25 - 60	0.044	1.26	
14		300 - 340	0.292	0.13	14.09
15	8	25 - 70	0.185	13.44	
16		320 - 330	0.108	0.06	
17	9	50 - 80	0.407	0.22	
18		250 - 350	0.075	0.58	7.41
19	10	30 - 60	0.268	11.79	
20		300 - 330	0.018	0.43	

Zware mineralen percentage tegen diepte



Figuur 3.6. Zware mineralen percentage uitgezet tegen de diepte van het monster.

Gewichts % zware mineralen top tegen diep



Figuur 3.7. Zware mineralen gehalten van het bovenste monster in iedere boring uitgezet tegen het onderste monster. De zwarte lijn geeft gelijke percentages voor boven- en ondergrond aan.

3.4.2 Zware mineralen

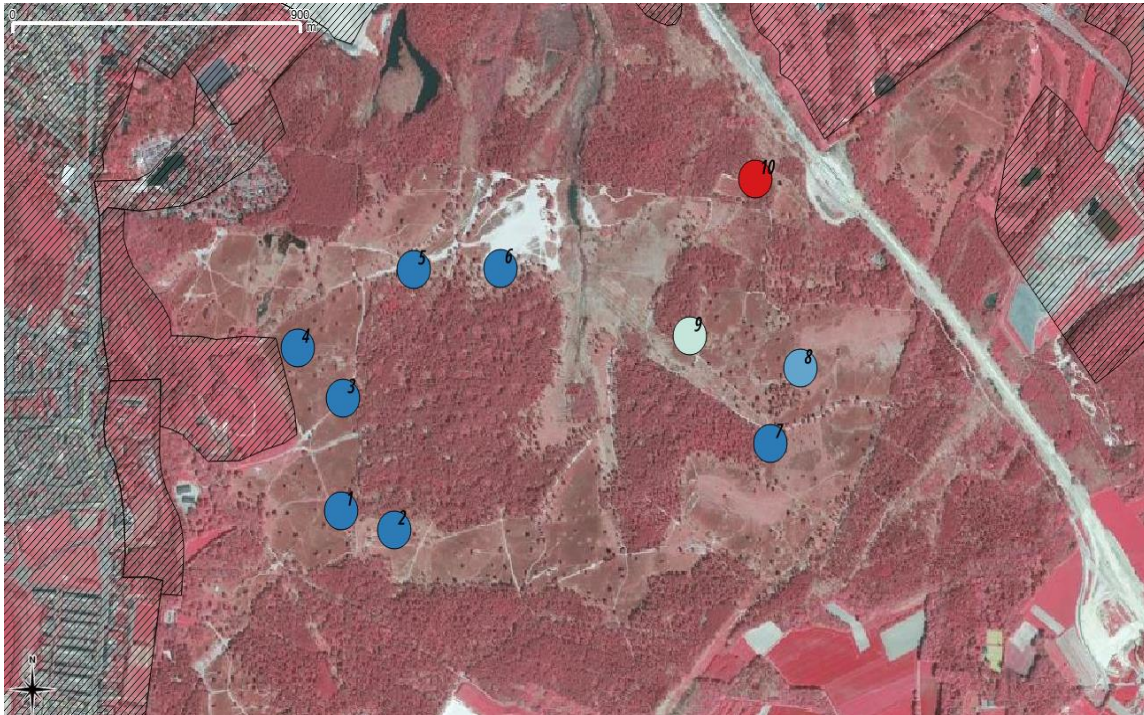
Tabel 3.2 geeft de gewichtspercentages zware mineralen. Alle monsters vertonen zeer lage percentages; het gemiddelde percentage is 0.111%, met een spreiding tussen 0.004 en 0.407. Deze grote spreiding over twee grootte-orde kan verklaard worden door lokale concentraties van zware mineralen; in een kustmilieu kunnen door golfwerking zware mineralen in laagjes geconcentreerd worden (Van Loon, 2009).

In theorie zou in de bovengrond verlies aan (instabiele) mineralen kunnen optreden door verwerking. Het gemiddelde zware mineralen percentage voor de bovengrond is 0.131%, voor de ondergrond 0.092% (figuur 3.6). Dit wijst niet op verwerking; het lijkt dus eerder of in de bovengrond het zware mineralen gehalte aangereikt is, mogelijk door opgebracht materiaal van elders. Een t-test wijst uit dat het verschil niet significant is, $p = 0.23$.

Bij een normaal, ongestoord bodemprofiel, zonder geologische verschillen in laagpakketten binnen het profiel, zou er een goede statistische correlatie moeten zijn tussen de hoeveelheden zware mineralen aan de top van het profiel en dieper in het profiel. Eventueel kunnen er in de top wel minder zware mineralen aanwezig zijn door verwerking, maar er is dan nog steeds een relatie met de hoeveelheid zware mineralen in de ondergrond. Als er andere processen zijn die de zware mineralen gehalten van het bodemprofiel beïnvloeden (zoals erosie of aanvoer van materiaal, of aanwezigheid van verschillende laagpakketten binnen het profiel) is een goede correlatie tussen de zware mineralen gehalten van boven- en ondergrond minder waarschijnlijk. Op het eerste gezicht lijkt de correlatie tussen mineraalgehalten in de bovengrond en ondergrond inderdaad slecht in figuur 3.7. De correlatiecoëfficiënt is negatief, -0.13 , en niet significant ($p=0.97$).

De afwijkingen worden echter veroorzaakt door drie uitbijters: boring 7, 9 en 10 (figuur 3.7). In boring 7 is het zware mineralen gehalte aan de top veel geringer dan dat op ca 3 m diepte; dit zou dus op verlies aan zware mineralen in de top kunnen wijzen, of een afwijkend zware mineralen gehalte in de diepere lagen, bijvoorbeeld door concentratie van zware mineralen tijdens de afzetting. Bij boring 10 kan materiaal aan de top zijn aangevoerd. Mogelijk zou er ook sprake kunnen zijn van aanvoer vanuit de Kiezeloöliet Formatie waarin het zware mineralen gehalte hoger is dan in het Laagpakket van Heksenberg; de boring ligt op een dalhelling dichtbij de dagzoom van de Kiezeloöliet Formatie

(Figuur 3.8). Wanneer de uitbijters verwijderd worden, is de correlatiecoëfficiënt veel hoger en significant: 0.87, $p < 0.01$; dit geeft aan dat er voor de overige boringen geen duidelijke processen zijn die de zware mineralensamenstelling aan het oppervlak gewijzigd hebben ten opzichte van de ondergrond. De monsters die dan overblijven, hebben een ongeveer gelijk percentage zware mineralen voor boven- en ondergrond. Ook voor boring 5 en 6, die bestaan uit beeksediment en stuifzand afkomstig uit het Laagpakket van Heksenberg, zijn er geen duidelijke verschillen tussen boven- en ondergrond.



Figuur 3.8. Ratio zware mineralen gehalte boven- en ondergrond voor iedere boring. Kleurenschaal loopt van 0.15 (donkerblauw) naar 15 (rood).

Microscopische inspectie van de zware mineralen bevestigt dat het merendeel van de transparante mineralen uit toermalijn, rutiel, stauroliet en kyaniet bestaat, naast een grote opake fractie. Er zijn geen microscopische preparaten gemaakt voor kwantitatieve tellingen, om geen materiaal voor de XRF analyse te verliezen.

3.4.3 Samenstelling fijne, grove en grind fracties

In boring 4 en 5 zijn bij microscopische inspectie van de lichte fractie ook glimmers (muskoviet) aangetroffen. De oorsprong van dit goed verweerbaar mineraal is onzeker; waarschijnlijk verspoeling uit andere afzettingen in de omgeving. Boring 4 ligt dicht tegen de rand van een voormalige groeve. De grove fractie van boring 5 valt op door gesteentefragmenten en minder sterk afgeronde korrels dan de monsters uit het Laagpakket van Heksenberg. Voor boring 5 zou sprake kunnen zijn van ophoogmateriaal, de boring ligt dichtbij een stelsel van paden op een dalbodem.

Grind dat uit het Laagpakket van Heksenberg zelf afkomstig is zou in principe vooral uit gerolde vuursteen moeten bestaan. Dat is inderdaad ook overvloedig aangetroffen in boring 7 en 8. Als er grind aanwezig is, komt dit in alle boringen vooral aan de top voor, met uitzondering van boring 8.

De grindsamenstelling van de overige boringen wijkt echter af van het materiaal uit het Laagpakket van Heksenberg zelf. Het grind bestaat grotendeels uit melkkwarts (melkwit, niet transparant) en restkwarts (transparant). Melkkwarts is typisch voor verweringsdekken in de Ardennen en Rijns Leisteen gebergte. In alle boringen worden ook stukjes zandsteen en kwartsiet gevonden, en stukjes kool. In grind uit de top van boring 6 zijn opvallend veel stukjes zandsteen en stukjes kool aanwezig.

Waarschijnlijk is hier sprake van restanten van ophoogmateriaal van paden, mogelijk afkomstig van de steenkoolmijnen of bruinkoolgroeves. Voor boring 10 ligt voor de hand dat het grind is verspoeld uit de Kiezeloöliet Formatie.

3.4.4 XRF-analyse

De XRF analyse bevestigt de extreme mineralogische eigenschappen van de ondergrond van de Brunssummerheide. De volledige analyseresultaten zijn weergegeven in bijlage 1b. De analyses zijn opgesplitst in de groepen bulk monsters (zonder mineraalscheiding), lichte fractie, zware fractie, en enkele monsters van de grove fractie (korrels > 0.5 mm). Verder zijn de analyses opgesplitst in oppervlakkige en diepe monsters. Tabel 3.3 geeft de gemiddelden en spreiding van de gehalten in de verschillende groepen. Bij verschillende elementen (met name Mn, Ca, P) zijn in de bulk monsters en lichte fractie de gedetecteerde gehalten zeer laag, dichtbij of onder de detectielimiet.

Zoals hierboven aangegeven is voor analyse van de zware fractie een hoeveelheid lichte fractie bijgemengd, om voldoende monster te verkrijgen. De oorspronkelijke samenstelling van de zware fractie kan dan teruggerekend worden aan de hand van de samenstelling van de lichte fractie. Gezien de zeer geringe gehalten van sommige elementen en de analytische onnauwkeurigheid bij dergelijke lage gehalten, was het niet mogelijk om hierbij met alle elementen rekening te houden. Daarom is ervan uitgegaan dat het bijgemengde materiaal uit 100% kwarts (SiO₂) bestaat, wat gerechtvaardigd wordt door de gemiddelde samenstelling in Tabel 3.3 (>99% SiO₂, met een geringe standaarddeviatie voor zowel de lichte fractie als de bulk monsters).

Tabel 3.3. Gemiddelde samenstelling in gewichtspercenten en spreiding van de gehalten in de verschillende groepen. Bij verschillende elementen (met name Mn, Ca, P) zijn in de bulk monsters en lichte fractie de gedetecteerde gehalten zeer laag, dichtbij of onder de detectielimiet.

BULK MONSTERS		Fe ₂ O ₃	MnO	TiO ₂	CaO	K ₂ O	P ₂ O ₅	SiO ₂	Al ₂ O ₃	MgO	Na ₂ O	BaO	LOI %	Ca+K+Mg+Na	Fe + Al
Ondiep	gemiddeld	0.052	0.001	0.076	0.011	0.096	0.004	99.619	0.397	0.020	0.020	0.006	0.862	0.148	0.449
	standaarddeviatie	0.051	0.000	0.038	0.031	0.138	0.009	0.699	0.458	0.011	0.007	0.004	0.827	0.181	0.498
	minimum	0.006	0.000	0.029	0.000	0.006	0.000	98.468	0.009	0.012	0.013	0.002	0.225	0.031	0.015
	maximum	0.182	0.001	0.122	0.100	0.396	0.029	100.816	1.367	0.050	0.036	0.015	2.731	0.582	1.549
Diep	gemiddeld	0.050	0.001	0.057	0.001	0.108	0.002	99.649	0.327	0.019	0.020	0.007	0.999	0.148	0.377
	standaarddeviatie	0.041	0.000	0.024	0.001	0.175	0.002	0.716	0.390	0.008	0.009	0.005	2.317	0.192	0.430
	minimum	0.010	0.001	0.029	0.000	0.008	0.000	98.449	0.037	0.012	0.014	0.002	0.107	0.036	0.047
	maximum	0.125	0.001	0.098	0.003	0.451	0.007	100.825	1.069	0.034	0.038	0.017	7.578	0.525	1.190
LICHTE FRACTIE															
Ondiep	gemiddeld	0.022	0.000	0.030	0.000	0.080	0.002	99.868	0.209	0.015	0.018	0.006	0.941	0.113	0.231
	standaarddeviatie	0.021	0.001	0.009	0.001	0.126	0.004	0.669	0.257	0.004	0.007	0.004	2.144	0.137	0.276
	minimum	0.002	0.000	0.017	0.000	0.005	0.000	98.778	0.000	0.011	0.013	0.002	0.138	0.029	0.002
	maximum	0.061	0.001	0.043	0.002	0.360	0.012	100.763	0.697	0.023	0.033	0.015	7.011	0.418	0.758
Diep	gemiddeld	0.016	0.001	0.028	0.000	0.080	0.001	99.730	0.151	0.014	0.019	0.006	1.005	0.113	0.167
	standaarddeviatie	0.011	0.000	0.007	0.001	0.128	0.001	0.820	0.208	0.002	0.007	0.004	2.615	0.138	0.218
	minimum	0.004	0.000	0.022	0.000	0.006	0.000	98.077	0.007	0.012	0.014	0.002	0.116	0.032	0.014
	maximum	0.036	0.001	0.041	0.002	0.332	0.002	100.765	0.535	0.018	0.033	0.014	8.447	0.384	0.566
ZWARE FRACTIE															
Ondiep	gemiddeld	7.757	0.168	30.871	0.141	2.156	0.138	36.092	19.693	1.874	0.957	0.153	0.377	5.128	27.450
	standaarddeviatie	1.794	0.081	8.207	0.067	3.520	0.083	14.161	7.923	0.674	0.460	0.160	0.144	3.702	7.967
	minimum	4.963	0.048	15.133	0.000	0.051	0.046	15.768	9.564	1.186	0.433	0.000	0.207	1.835	17.492
	maximum	11.351	0.270	39.374	0.208	10.202	0.291	64.279	30.110	3.098	1.936	0.467	0.714	13.251	37.263
Diep	gemiddeld	7.540	0.140	29.674	0.147	2.724	0.190	31.228	24.306	2.398	1.386	0.267	0.900	6.656	31.846
	standaarddeviatie	2.072	0.069	7.790	0.113	4.125	0.133	17.160	6.078	0.708	0.668	0.225	1.970	4.264	6.577
	minimum	3.101	0.046	13.399	0.000	0.083	0.023	6.522	14.093	1.574	0.514	0.028	0.224	2.414	17.194
	maximum	11.347	0.285	40.691	0.364	10.745	0.478	66.653	31.101	3.411	2.388	0.597	6.505	14.315	39.065
GROVE FRACTIE > 0.5mm															
Ondiep	gemiddeld	0.094	0.001	0.043	0.008	0.023	0.002	100.043	0.085	0.017	0.024	0.015	1.182	0.071	0.180
	standaarddeviatie	0.068	0.000	0.034	0.006	0.006	0.001	0.586	0.048	0.004	0.008	0.016	0.487	0.017	0.043
	minimum	0.020	0.001	0.011	0.001	0.018	0.002	99.406	0.043	0.014	0.019	0.004	0.631	0.052	0.153
	maximum	0.153	0.001	0.079	0.012	0.030	0.003	100.559	0.137	0.021	0.033	0.033	1.551	0.082	0.229

Zoals verwacht, bevat de zware fractie een aanzienlijk lager gehalte aan SiO₂ dan de bulk monsters en lichte fractie, en aanzienlijk hogere percentages van alle overige elementen vergeleken met de bulk monsters en lichte fractie. Vooral Fe₂O₃, TiO₂, K₂O, en Al₂O₃ vallen daarbij op. De SiO₂ fractie is berekend als restfractie na optellen van de overige elementen. De SiO₂ percentages zijn daardoor waarschijnlijk nog te hoog; in de zware fractie is waarschijnlijk ook een niet verwaarloosbare hoeveelheid zirkoon aanwezig, het element Zr is niet betrokken in de analyse (alleen de

hoofdelementen zijn geanalyseerd).

De hoge TiO₂ gehalten zijn te verklaren uit de hoge gehalten aan Ti-mineralen rutiel, anataas, leucoxeen en ilmeniet (Tabel 3.1), die blijken uit de microscopische inspectie van de zware fractie. Kyaniet en stauroliet zijn ook opvallend aanwezig in de zware fractie; deze aluminium-houdende mineralen hebben bijgedragen aan de hoge Al-gehalten van de zware fractie (Tabel 3.1). De overige elementen zijn een bestanddeel van verschillende zware mineralen in Tabel 3.1, zoals toermalijn, granaat en epidoot.

Uit de analyse van de lichte fractie blijkt dat deze nagenoeg geheel uit kwarts bestaat (Tabel 3.3). De gemiddelde som van Ca, K, Mg, Na is slechts 0.113 %, wat erop wijst dat verweerbare mineralen als carbonaten en veldspaten afwezig zijn. Tabel 3.4 geeft de correlaties tussen de verschillende elementen onderling, het organische stof gehalte (LOI) en de zware mineralen percentages. Voor de elementen Fe, K, Mg, Na en Ba zijn de correlaties met het zware mineralen percentage zeer hoog: 0.9 of hoger. Dat wijst erop dat deze elementen nagenoeg geheel uit de zware mineralen fractie afkomstig zijn. Ook voor Ca is de correlatie met de zware mineralen fractie hoog. De hoge onderlinge correlaties tussen de elementen Fe, Ca, K, Al, Na, en Ba wijzen erop dat deze elementen uit dezelfde mineraalgroepen afkomstig zijn, waarschijnlijk aluminiumsilicaten en de toermalijn-groep.

Tabel 3.4. Correlaties tussen elementen in de bulk monsters. ZM: zware minerale percentage uit de wat diepte en locatie betreft overeenkomstige monsters voor de zware mineralen analyse. Rood: significante correlaties ($p < 0.01$).

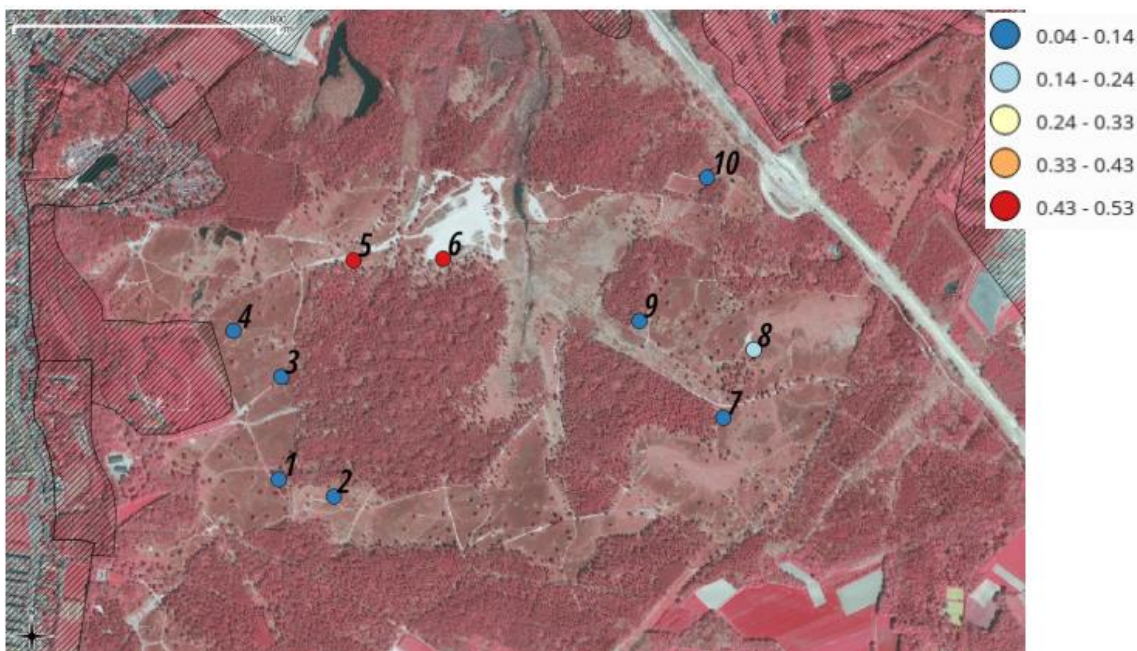
	Fe ₂ O ₃	MnO	TiO ₂	CaO	K ₂ O	P ₂ O ₅	SiO ₂	Al ₂ O ₃	MgO	Na ₂ O	BaO	LOI	ZM	
Fe ₂ O ₃	1	0.24	0.33	0.70	0.86	-0.01	-0.56	0.84	0.98	0.85	0.82	0.11	0.90	Fe ₂ O ₃
MnO		1.00	0.27	0.06	0.15	0.12	-0.13	0.20	0.17	0.15	0.12	0.09	0.15	MnO
TiO ₂			1.00	0.19	0.28	-0.26	-0.07	0.13	0.33	0.43	0.27	0.21	0.30	TiO ₂
CaO				1.00	0.48	-0.02	-0.40	0.59	0.77	0.51	0.46	0.25	0.59	CaO
K ₂ O					1.00	0.00	-0.56	0.84	0.87	0.98	0.97	0.00	0.99	K ₂ O
P ₂ O ₅						1.00	-0.25	0.46	-0.08	0.01	0.04	0.06	-0.01	P ₂ O ₅
SiO ₂							1.00	-0.66	-0.56	-0.51	-0.58	0.23	-0.57	SiO ₂
Al ₂ O ₃								1.00	0.82	0.83	0.84	0.07	0.86	Al ₂ O ₃
MgO									1.00	0.85	0.81	0.10	0.92	MgO
Na ₂ O										1.00	0.96	0.02	0.97	Na ₂ O
BaO											1.00	-0.01	0.96	BaO
LOI												1.00	0.04	LOI %
													1.00	ZM

Overigens zijn de correlaties voor elementen die in zeer lage hoeveelheden, tegen de detectielimiet, in de bulkmonsters aanwezig zijn, niet zeer betrouwbaar. Bijvoorbeeld de lage correlatie van Ti met de zware fractie is moeilijk verklaarbaar gezien het prominente voorkomen van Ti-houdende mineralen in de zware fractie, terwijl dit element na Si het meest voorkomende element is in de zware fractie.

Het bovenstaande maakt duidelijk, dat elementen die verzuring kunnen bufferen nagenoeg alleen beschikbaar kunnen komen door verwerking van de zware mineralen fractie. Deze bestaat echter grotendeels uit mineralen die chemisch zeer stabiel tot stabiel zijn (Van Loon en Mange, 2007 en Van Loon, 2009). Van de minder stabiele zware mineralen (epidoot, granaat) zijn in de zanden van het Laagpakket van Heksenberg slechts sporen aanwezig. Mogelijk levert vooral verwerking van mineralen uit de toermalijn groep bufferende elementen als Ca, K en Mg (Tabel 3.1). Deze mineralen zijn vaak al deels aangetast door intense verwerking (Van Loon en Mange, 2007). Ook de grove fractie kan niet bijdragen aan bufferend vermogen, aangezien deze ook nagenoeg geheel uit SiO₂ bestaat.

Er vindt mogelijk wel enige verwerking van de zware fractie plaats; wanneer de element-gehalten van de zware fractie tussen de bovenste en onderste monsters vergeleken wordt, zijn voor de bovenste monsters de gehalten aan Al, Mg en Na significant lager dan voor de onderste monsters (t-test, $p < 0.1$). Dit kan op recente, sterkere verwerking bovenin het bodemprofiel wijzen. Overigens zijn voor de bulkmonsters en lichte fractie verschillen tussen diepe en ondiepe monsters niet significant. Daarnaast laten de XRF analyses van de bulkmonsters in Tabel 3.3 zien dat de bovengrond gemiddeld iets rijker aan Ca en K is dan de ondergrond; dit verschil is echter net niet significant ($p = 0.13$ resp. 0.15). Mogelijk is hier sprake van aanrijking door de neerslag van stof vanuit omringende mijnbouwactiviteiten.

Tenslotte zijn er duidelijk ruimtelijke verschillen te zien in de XRF analyse (Figuur 3.9). In boring 5 en 6 ter hoogte van de zandverstuiving is het gehalte aan Ca, K, Mg en Na in de bulk monsters duidelijk hoger dan in de overige boringen. Dit geldt zowel voor de top als de diepere monsters. Dit komt niet overeen met de ruimtelijke verdeling van de gehalten aan zware mineralen (Figuur 3.8), die in het oosten van de Brunsummerheide wat hoger zijn. Hier is mogelijk sprake van aanvoer van materiaal wat ook in de lichte fractie mineralogisch wat rijker is.



Figuur 3.9. Ruimtelijke verdeling van de som van de elementen Ca, K, Mg en Na in de bulk monsters; hier zijn de monsters uit de ondergrond weergegeven, de monsters uit de bovengrond vertonen eenzelfde patroon.

3.5 Conclusies

- Het moedermateriaal van de bodems in de Brunsummerheide is extreem arm aan verweerbare mineralen.
- Ook de zware mineralenfractie bestaat grotendeels uit zeer moeilijk verweerbare mineralen en kan vrijwel niet bijdragen aan bufferend vermogen van de bodem.
- De hoeveelheid zware mineraalfractie op locaties in het oosten van de Brunsummerheide, waar de Kiezeloöliet Formatie aan de oppervlakte komt, is wat hoger dan waar het Laagpakket van Heksenberg voorkomt, maar ook hier bestaan de zware mineralen uit relatief moeilijk verweerbare, stabiele mineralen.

- In het lage gedeelte bij het open zand in het midden-noordelijke gedeelte van de Brunsummerheide is de bodem iets rijker aan bufferende elementen Ca, K, en Mg. Mogelijk door aanvoer van materiaal van elders.
- De XRF-analyse laat zien dat verwerking van de kleine zware mineralen fractie de enig mogelijke bron is van bufferend vermogen in deze extreem kwartsrijke afzettingen. Mineralen die mogelijk bijdragen, zijn vooral de mineralen uit de toermalijn-groep, die overigens ook chemisch relatief zeer stabiel zijn.
- Er is geen significant reservoir van mineralen in de bodem van de Brunsummerheide die bij verwerking aan het opladen van het bodemadsorptiecomplex kan bijdragen.

Verklarende woordenlijst

chronostratigrafie	indeling van gesteenten in eenheden op basis van hun ouderdom
discordantie	onderbreking van de afzetting van laagpakketten door tektonische bewegingen en erosie
formatie	basiseenheid in lithostratigrafische indeling van laagpakketten
lithostratigrafie	indeling van gesteenten in eenheden op basis van hun gesteente-eigenschappen
sedimentaire structuren	laagstructuren waaruit het afzettingsmilieu van sedimenten afgeleid kunnen worden
schiervlakte	vlak gebied ontstaan door verwerking en erosie
transgressie	overstroming van land door de zee door dalend land of stijgende zeespiegel

4 Huidige bodemchemische toestand

4.1 Inleiding

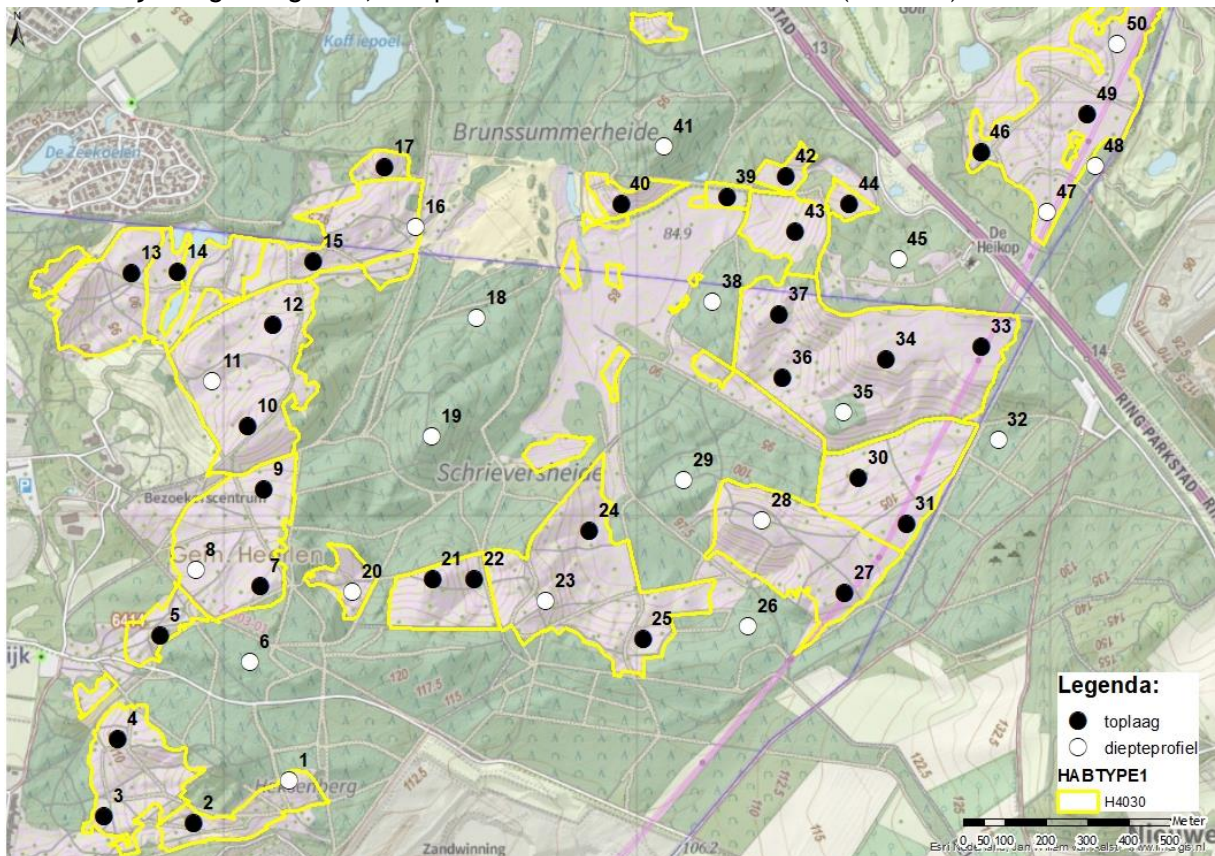
In dit hoofdstuk is beschreven hoe het bodemchemische onderzoek is uitgevoerd en welke resultaten zijn verkregen. Vervolgens zijn de gevonden metingen in de Brunsummerheide vergeleken met metingen in andere Nederlandse (en Vlaamse) heideterreinen en is kort samengevat wat de belangrijkste bevindingen zijn op basis van de bodemchemie. De gehele bodemchemische dataset is bijgevoegd als Bijlage 2. De bodemchemie is uitgedrukt in mol per liter bodem. Om een vergelijking te kunnen maken tussen de gegevens beschreven in H6, is in Tabel 4.1. een omreken tabel weergegeven om van mol naar gram per liter bodem te kunnen rekenen.

Tabel 4.1. Tabel met de molaire massa van een aantal relevante elementen waarmee concentraties in mg/l omgerekend kunnen worden naar $\mu\text{mol/l}$ en omgekeerd. Voor het omrekenen van concentraties in mg/l naar $\mu\text{mol/l}$ moet de concentratie gedeeld worden door de molaire massa van het element (concentratie is dan uitgedrukt in mmol/l) en daarna nog maal 1000. Voor het omrekenen van $\mu\text{mol/l}$ naar mg/l moet de concentratie vermenigvuldigd worden met de molaire massa (concentratie dan in $\mu\text{g/l}$) en daarna gedeeld worden door 1000. Om de berekening te vereenvoudigen zijn voor het omrekenen van de concentraties ook de omrekenfactoren gegeven.

Element	Naam	Molaire massa	Omrekenfactor	
			van mg naar μmol	van μmol naar mg
Ca	Calcium	40,08	24,95010	0,04008
Cl	Chloride	35,45	28,20874	0,03545
Fe	IJzer	55,85	17,90510	0,05585
HCO ₃ ⁻	Bicarbonaat	61,02	16,38807	0,06102
H ₂ S	Waterstofsulfide	34,09	29,33412	0,03409
Mg	Magnesium	24,31	41,13534	0,02431
NH ₄ ⁺	Ammonium	18,05	55,40166	0,01805
N-NH ₄ ⁺	Stikstof als ammonium	14,01	71,37759	0,01401
NO ₃ ⁻	Nitraat	62,01	16,12643	0,06201
N-NO ₃ ⁻	Stikstof als nitraat	14,01	71,37759	0,01401
P	Fosfor	30,97	32,28931	0,03097
PO ₄ ³⁻	Fosfaat	94,97	10,52964	0,09497
P-PO ₄ ³⁻	Fosfor als fosfaat	30,97	32,28931	0,03097
S	Zwavel	32,06	31,19152	0,03206
SO ₄ ²⁻	Sulfaat	96,07	10,40908	0,09607

4.2 Materiaal en methode

Op 17 en 25 september 2019 werden bodem- en plantmonsters verzameld. Bodemmonsters werden verzameld door drie steken met een guts te combineren tot een mengmonster van de bovenste 20 cm van de bodem (zwarte punten in Figuur 4.1). De bodemmonsters werden verzameld in droge heide (H4030; n=40) en in de omliggende bossen (n=10). Op de locaties in de heide werd ook een monster van de “current year shoots” verzameld van Struikheide (*Calluna vulgaris*) en van het dominant aanwezige mos - vooral Heideklauwtjesnos (*Hypnum jutlandicum*) op die locatie. Op enkele locaties (n= 20) werd met een Edelman-boor een boorprofiel uitgelegd tot ca 1 tot 2 m onder maaiveld. Van deze boorprofielen werd de bodem van 0-20 cm verzameld voor analyse, en werden vervolgens, afhankelijk van de aangetroffen horizonten, nog drie bodemmonsters meegenomen voor analyse. De bemonsterde heide-locaties werden vrijwel allemaal gedomineerd door Struikheide, met een klein aandeel Pijpenstrootje. Er werd nauwelijks vergrassing waargenomen. Ook werden er vrijwel geen andere soorten aangetroffen in de heide. Op een enkele locatie was er sprake van boomopslag, maar ook deze locaties waren veruit in de minderheid. De bemonsterde bos-locaties bestonden voornamelijk uit gemengd bos, en op een enkele locatie uit Eikenbos (Foto 4.1).



Figuur 4.1. Bemonsterde locaties. In zwart de locaties waar plantmateriaal is verzameld en 0-20 cm van de bodem; in wit locaties waar een diepteprofiel is geboord en waar afhankelijk van het bodemprofiel vier bodemmonsters zijn verzameld voor analyse.

De volgende parameters werden bepaald aan de bodemmonsters:

- Organisch stofgehalte (“Loss of ignition”)
- Massavolume (maat voor de bulk-density)
- Extractie met zout (0,2M NaCl) waarbij de pH werd bepaald en de concentratie plantbeschikbaar Ca, K, Mg en Al. Verder werd de concentratie ammonium en nitraat bepaald.
- Extractie met Strontium waarbij de basenverzadiging en Cation Exchange Capacity van de bodem werd bepaald.

- Olsen-extractie als maat voor plantbeschikbaar P. Bij de Olsen-extractie werd de hoeveelheid plantenbeschikbaar-P vrijgemaakt door verdringing van P door bicarbonaat. Tevens werden ijzer- en aluminiumhydroxides gehydrolyseerd waardoor geadsorbeerd P vrijkomt.
- Destructie voor totalen aan elementen P, Al, Fe, S, Si, Na, K, Ca, Mg, Mn, Zn van zowel bodem als plantmateriaal
- C/N analyse van het verzamelde plantmateriaal



Foto 4.1. Impressie van de locaties 38 (bovenste), 41 (links onder) en 48 (rechts onder)

Bewerking van de bodemmonsters

Drooggewicht en organisch stofgehalte

Om het vochtgehalte van het verse bodemmateriaal te bepalen werd het vochtverlies gemeten door bodemmateriaal per monster af te wegen in aluminium bakjes en gedurende minimaal 48 uur te drogen in een stoof bij 60°C. Vervolgens werd het bakje met bodemmateriaal terug gewogen en het vochtverlies berekend. Dit alles werd in duplo uitgevoerd. De fractie organisch stof in de bodem werd berekend door het gloeiverlies te bepalen. Hiertoe werd het bodemmateriaal per monster, na het drogen, gedurende 4 uur verast in een oven bij 550°C. Na het uitgloeien van de monsters werd het bakje met bodemmateriaal weer gewogen en het gloeiverlies berekend. Het gloeiverlies komt in dit type bodems goed overeen met het gehalte aan organisch materiaal in de bodem.

Bodem- en plantdestructie

Door bodem- en plantmateriaal te destrueren (ontsluiten) is het mogelijk de totale concentratie van bijna alle elementen in het materiaal te bepalen. Dit werd uitgevoerd door het bodemmateriaal na het drogen op 60°C te vermalen. Van het bodemmateriaal werd per monster nauwkeurig 200 mg afgewogen en in teflon destructievaatjes overgebracht. Aan het bodemmateriaal werd 5 ml geconcentreerd salpeterzuur (HNO₃, 65%) en 2 ml waterstofperoxide (H₂O₂ 30%) toegevoegd en de vaatjes werden geplaatst in een destructie-magnetron (Milestone microwave type mls 1200 mega). De monsters werden vervolgens gedestruerd in gesloten teflon vaatjes. Na destructie werden de monsters overgegoten in 100 ml maatcilinders en aangevuld tot 100 ml door toevoeging van milli-Q water. De destruatens werden vervolgens geanalyseerd op de ICP.

Olsenextractie

Het Olsen-extract werd uitgevoerd ter bepaling van de hoeveelheid plantbeschikbaar fosfaat. Hiervoor werd 3 gram droog bodemmateriaal met 60 ml Olsen-extract (0,5 M NaHCO₃ bij pH 8,4) gedurende 30 minuten uitgeschud op een schudmachine bij 105 rpm. Het extract werd vervolgens geanalyseerd op de ICP.

Zoutextractie

In de zoutextracten werd eerst pH van de bodem bepaald. Hiervoor werd 17,5 gram verse bodem met 50 ml zoutextract (0,2M NaCl) gedurende 2 uur geschud op een schudmachine bij 105 rpm. De pH werd gemeten met een HQD pH electrode. De extracten werden gefilterd met behulp van rhizons en het filtraat dat gemeten werd op de ICP wordt aangezuurd en opgeslagen voor analyse. Vervolgens werd de hoeveelheid NO₃, NH₄, Al en Ca bepaald, alsmede de hoeveelheid P en kationen, gemeten in het extract op de ICP en Autoanalyser.

Strontiumextractie

Met een strontiumextractie kan de concentratie strontium-uitwisselbare ionen bepaald worden. Hiervoor werd vers materiaal ingewogen overeenkomstig met 5 gram droog materiaal (minerale bodems) en met 200 ml strontiumchloride (0,2 mol l⁻¹), geschud op een schudmachine bij 105 rpm. De pH werd gemeten met HQD pH-electrode. De extracten werden gefilterd met behulp van rhizons. Voor analyse op de ICP-OES werd een deel van het filtraat aangezuurd met salpeterzuur (eindconcentratie 1%) en bewaard en bij 4 °C tot verdere analyse. Voor analyse op de auto-analysers werd niet-aangezuurd filtraat bewaard bij -18 °C tot verdere analyse.

C/N analyse plantmateriaal

Een deel van het verzamelde plantmateriaal werd fijngemalen in een kogelmaler, vervolgens werd de totale hoeveelheid koolstof en stikstof bepaald. Hiertoe werd een klein deel (3 mg) van het gemalen materiaal in een tinnen container geplaatst waarna het in een CNS element analyser (EA NA 1500 en EA100 van Carlo Erba-Thermo Fisher Scientific) werd geanalyseerd.

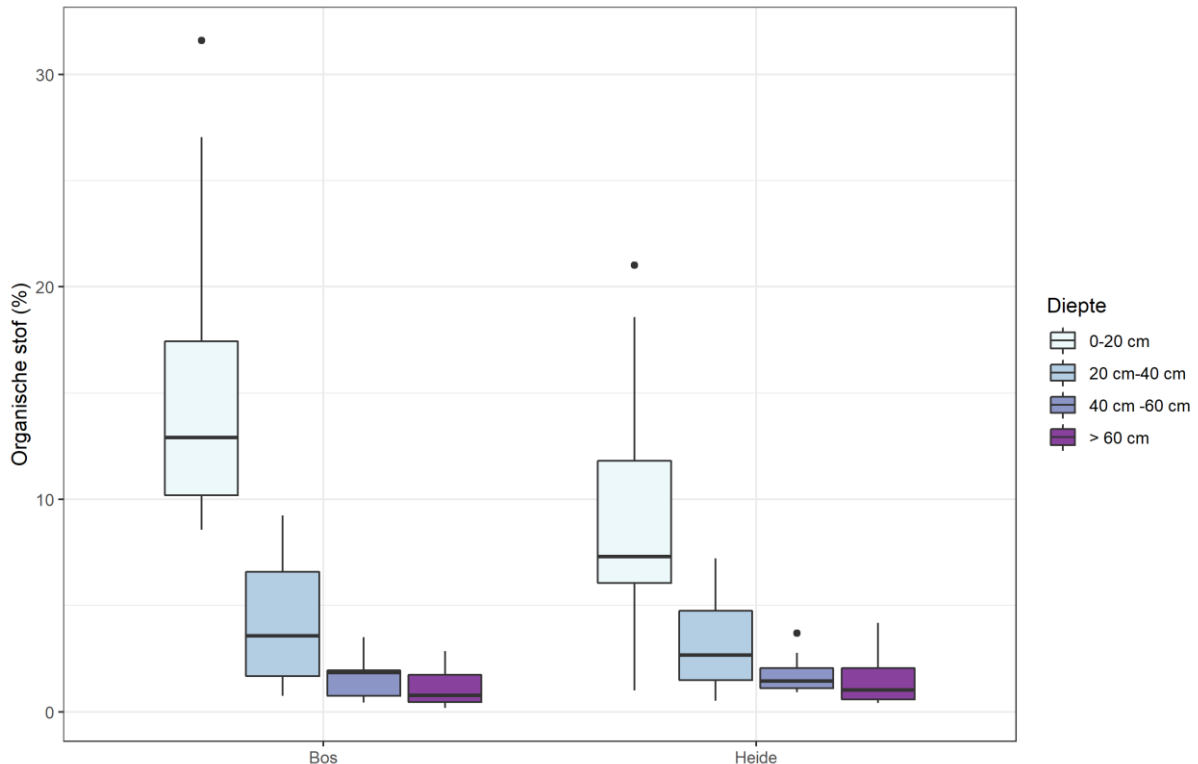
Chemische analyses

De concentraties calcium (Ca), magnesium (Mg), aluminium (Al), ijzer (Fe), mangaan (Mn), fosfor (P), zwavel (S; als maat voor sulfaat), silicium (Si) en zink (Zn) in bodemextracten werden bepaald met behulp van een Inductively Coupled Plasma Spectrofotometer (ICP; Thermo Electron Corporation, IRIS Intrepid II XDL). De concentraties nitraat (NO_3^-) en ammonium (NH_4^+) werden colorimetrisch bepaald met een Bran+Luebbe auto-analyzer III met behulp van resp. salicylaatreagens en hydrazinesulfaat. Chloride (Cl^-) en fosfaat (PO_4^{3-}) werden colorimetrisch bepaald met een Technicon auto-analyzer III systeem met behulp van resp. mercuritiocyanide, en ammoniummolybdaat en ascorbinezuur. Natrium (Na^+) en kalium (K^+) werden vlamfotometrisch bepaald met een Technicon Flame Photometer IV Control.

4.3 Bodemopbouw

In droge zandgronden worden de meeste basische kationen gebonden aan het bodem-adsorptiecomplex en voedingsstoffen als N en P vaak aan organische materiaal. Er zijn immers geen of nauwelijks klei- of lutumdeeltjes aanwezig waaraan kationen kunnen binden. In droge zandgronden wordt de grootte van het bodemadsorptiecomplex, ook wel de Cation Exchange Capacity of CEC genoemd, voor een groot deel bepaald door het organische stof gehalte van de bodem. De CEC gemeten in de 0-20 cm van de boslocaties ($n=10$) was gemiddeld 48 meq/l bodem tegen gemiddeld ($n=38$) 34 meq/l bodem in de heide-locaties (Bijlage 2).

In de bemonsterde boslocaties werd in de bovenste 20 cm van de bodem veruit het meeste organische materiaal gemeten, gemiddeld 16 %. In de diepere bodemlagen nam het organische stof gehalte sterk af. Hetzelfde patroon was zichtbaar in de bemonsterd heidelocaties. Ook hier bevatte de bovenste 20 cm van de bodem het meeste organische stof, met een gemiddeld percentage van 9 %, en nam het organische stof gehalte sterk af in de diepte (Figuur 4.2).

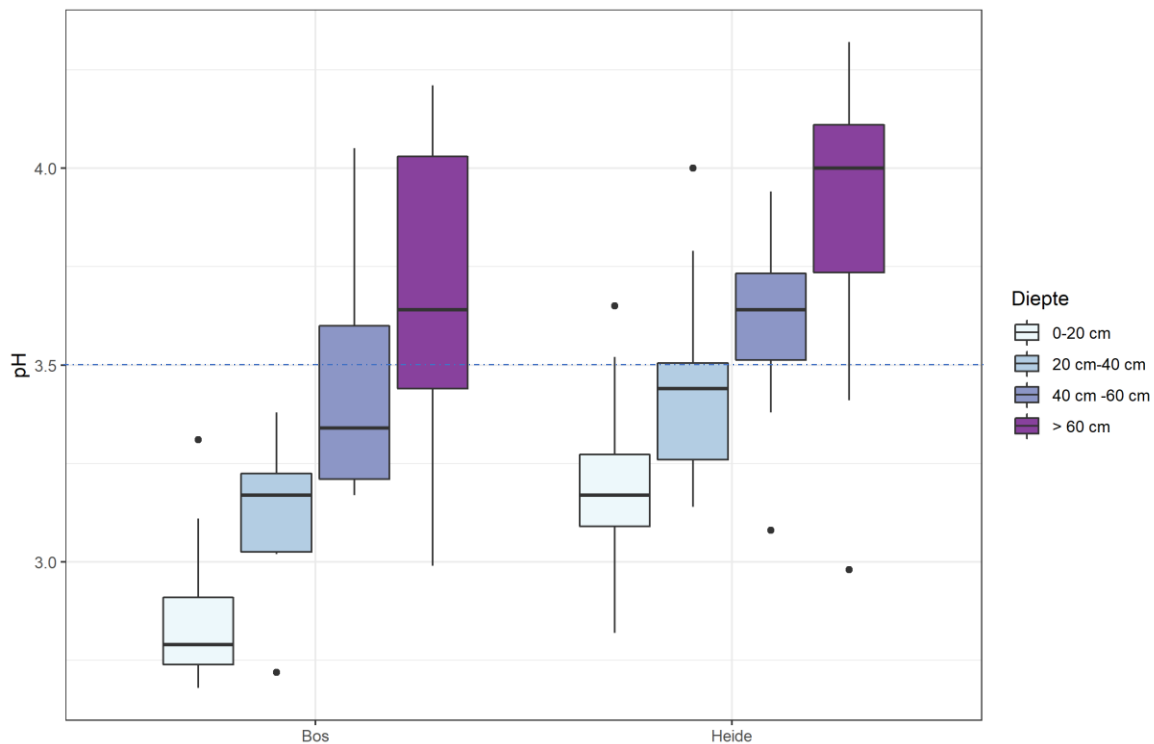


Figuur 4.2. Organische stof percentage gemeten op verschillende dieptes in bos (links) en heide (rechts) als Boxplots. De box geeft de range weer waarin 75% van de waarnemingen vallen, de zwarte lijn de mediane waarde.

4.4 Verschil tussen locaties onder bos en heide

Bossen vangen meer droge N- en voorheen S-depositie in dan lage heidevegetaties. In eerste instantie was tijdens de bemonstering onderscheid gemaakt tussen locaties die altijd als heide gekarteerd stonden, en locaties die ook wel eens als bos op de oude kaarten stonden. Na analyse bleek dat er geen bodemchemische verschillen zichtbaar waren tussen locaties die altijd heide zijn geweest, en deze twee voormalige bos-locaties. Daarom zijn beide punten meegenomen in de analyses als “heide”.

Uit de bodemchemische metingen bleken de bosbodems een hoger percentage organische stof en een grotere CEC (gemiddeld in de 0-20 cm bodemlaag 48 meq/l bodem in de bossen tegen 34 meq/l bodem in de heide, $p=0.006$, Figuur 4.3) hadden dan de heide-bodems. De gemiddelde pH_{NaCl} gemeten in de 0-20 cm laag was in de boslocaties significant lager dan in de heide (2,9 tegen 3,2; $p=0.001$ en de gemiddelde beschikbare aluminiumconcentratie was hoger in de bossen (1545 $\mu\text{mol/kg}$ bodem tegen 1113 $\mu\text{mol/kg}$ bodem in de heide, $p=0.01$). Ook in de 20-40 cm bodemlaag was de gemiddelde pH_{NaCl} lager in de bossen (3,1 tegen 3,4 in de heide, $p=0.006$). Dat betekent dat de bodem-pH in de wortelzone van zowel de bossen als de heide te laag is voor de goed ontwikkelde variant van de typische vegetatiegemeenschap van H4030 (*Genisto anglicae-Callunetum typicum* 20Aa01b). Voor de overige parameters (Ca-, K- en Mg-beschikbaarheid, basenverzadiging en N-beschikbaarheid) werden geen significante verschillen gemeten tussen de bos- en heidelocaties. Ook was de bodem in de bossen zelfs op een diepte tot 40 cm onder maaiveld duidelijk zuurder (lagere bodem-pH) dan de heide locaties (Figuur 4.3).



Figuur 4.3. pH_{NaCl} gemeten in de bosprofielen (links) en heideprofielen (rechts). Stippellijn geeft de minimale pH_{NaCl} weer waarbij een goed ontwikkelde vegetatie kenmerkend voor *Genisto anglicae-Callunetum typicum* 20Aa01b kan voorkomen (Tabel 2.1).

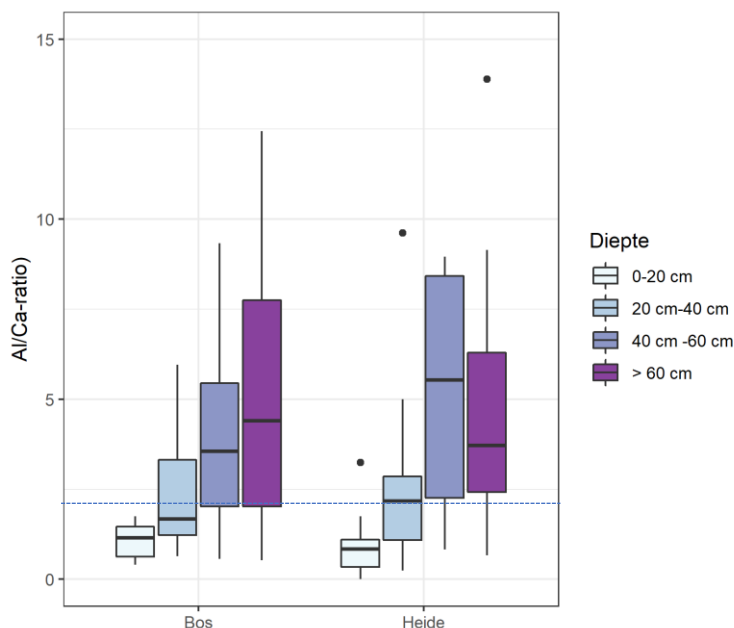
4.5 Bodemchemische beschrijving van de Brunsummerheide

Basenverzadiging en bodembuffering gemeten in de droge heide

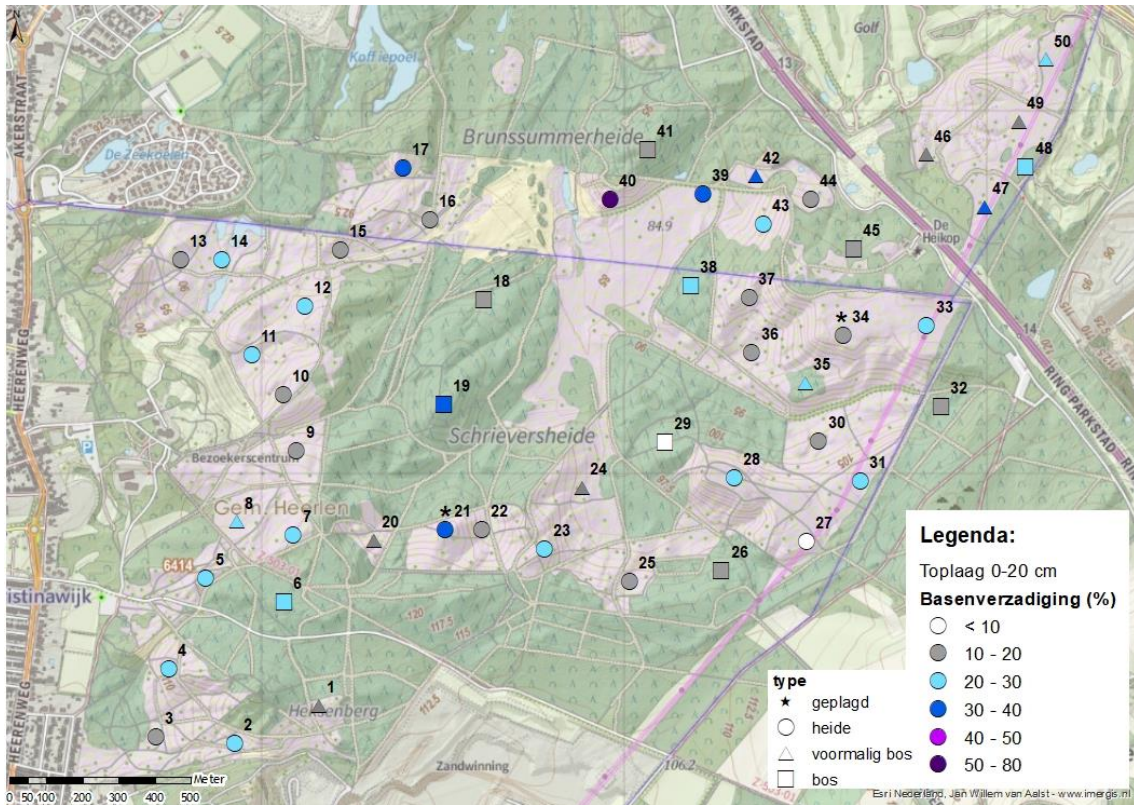
De basenverzadiging gemeten in de droge heide varieerde van 9% (locatie 27) tot 57% (locatie 40) (Figuur 4.5). In 75% van de gemeten heide-locaties lag de basenverzadiging echter tussen de 16% en 24%. Dat is lager dan de gewenste 30% (Tabel 2.1). De pH_{NaCl} gemeten in de toplaag van de bodem varieerde van minimaal 2,8 (locatie 46) tot maximaal 3,7 (locatie 47) eenheden. De gemeten pH_{NaCl} in de heide lag in 75% van de waarnemingen tussen de 3,1 en 3,3 eenheden, ook lager dan de streefwaarde van 3,5 (Tabel 2.1). Opvallend was dat zowel de hoogste als laagste bodem-pH werden gemeten op de Brandenberg (het deel ten noorden van de snelweg). Er werden geen duidelijke ruimtelijke patronen gevonden in de basenverzadiging en pH gemeten in de droge heide.

Voor de vegetatie zijn niet alleen bodem-pH en basenverzadiging van belang, maar is ook de beschikbaarheid van calcium, kalium en magnesium van belang en de verhouding tussen de beschikbaarheid van calcium en aluminium (Al/Ca-ratio) is een belangrijke sturende factor. De beschikbare calciumconcentratie (gemeten in 0,2M NaCl) varieerde in de toplaag van de heide tussen slechts 316 $\mu\text{mol/l}$ bodem en 7027 $\mu\text{mol/l}$ bodem (Figuur 4.6). Deze laagste- en hoogste waarde werden, net als bij de basenverzadiging, gemeten op locatie 27 en 40. In 75% van de monsterlocaties lag de calciumbeschikbaarheid tussen de 1113 en 2250 $\mu\text{mol/l}$ bodem (mediaan 1466 $\mu\text{mol/l}$ bodem). De beschikbare magnesiumconcentratie varieerde van 98 $\mu\text{mol/l}$ bodem (locatie 21 en 36) tot 1208 $\mu\text{mol/l}$ bodem (wederom locatie 40) (Bijlage 2). In 75% van de monsterlocaties lag de magnesiumbeschikbaarheid tussen de 292 en 566 $\mu\text{mol/l}$ bodem (mediaan 389 $\mu\text{mol/l}$ bodem). Ook in de beschikbare kaliumconcentraties werden hoge en lage waarden gemeten, met de laagste concentratie van 173 $\mu\text{mol/l}$ bodem op locatie 35 en de hoogste concentratie van 889 $\mu\text{mol/l}$ bodem op locatie 50 (Bijlage 2). De mediaan van de gemeten beschikbare kaliumconcentratie in de 0-20 cm bodemlaag van de droge heide was 324 $\mu\text{mol/l}$ bodem. In de beschikbaarheid van basische kationen werd geen duidelijke ruimtelijke patronen waargenomen.

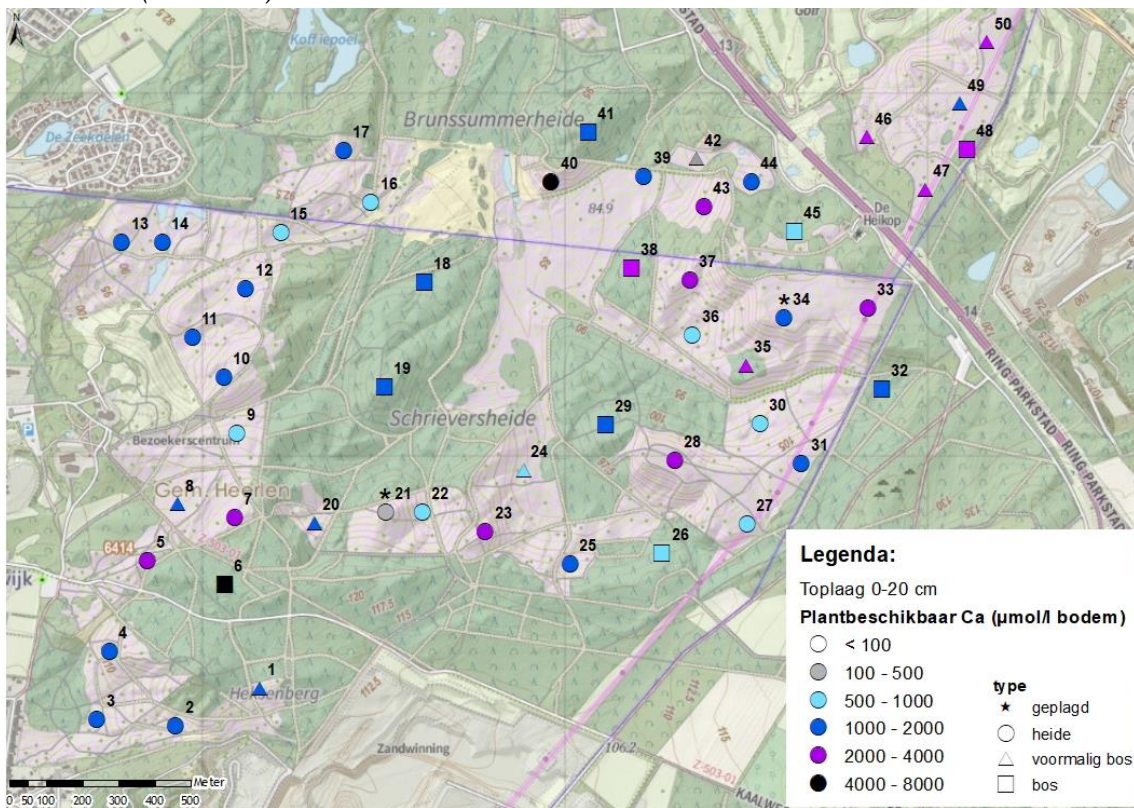
De verhouding tussen aluminium en calcium is een belangrijke parameter voor de vegetatie (zie H2). In zowel de bossen als de droge heide was de mediane Al/Ca-ratio gemeten in de bovenste 0-40 cm van de bodem lager dan 2, hetgeen gunstig is voor de vegetatieontwikkeling (Figuur 4.4 en Tabel 2.1).



Figuur 4.4. Al/Ca ratio gemeten in het zoutextract in de boslocaties en heidelocaties op verschillende bodemdieptes. Stippellijn geeft de maximaal gewenste Al/Ca-ratio aan voor kenmerkende verzuringsgevoelige heidesoorten (Tabel 2.1).

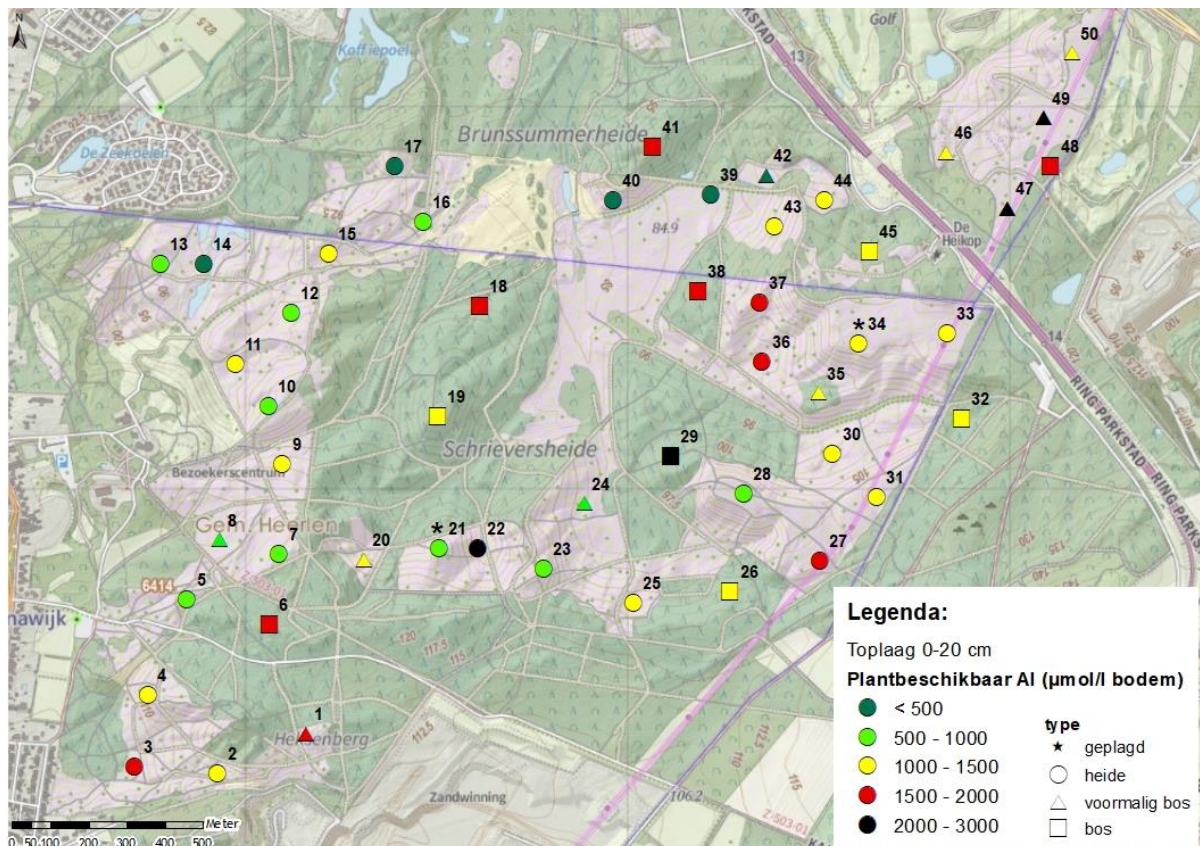


Figuur 4.5. Basenverzadiging gemeten in de 0-20 cm bodemlaag in % in de droge heide (cirkels en driehoeken) en bos-locaties (vierkanten).



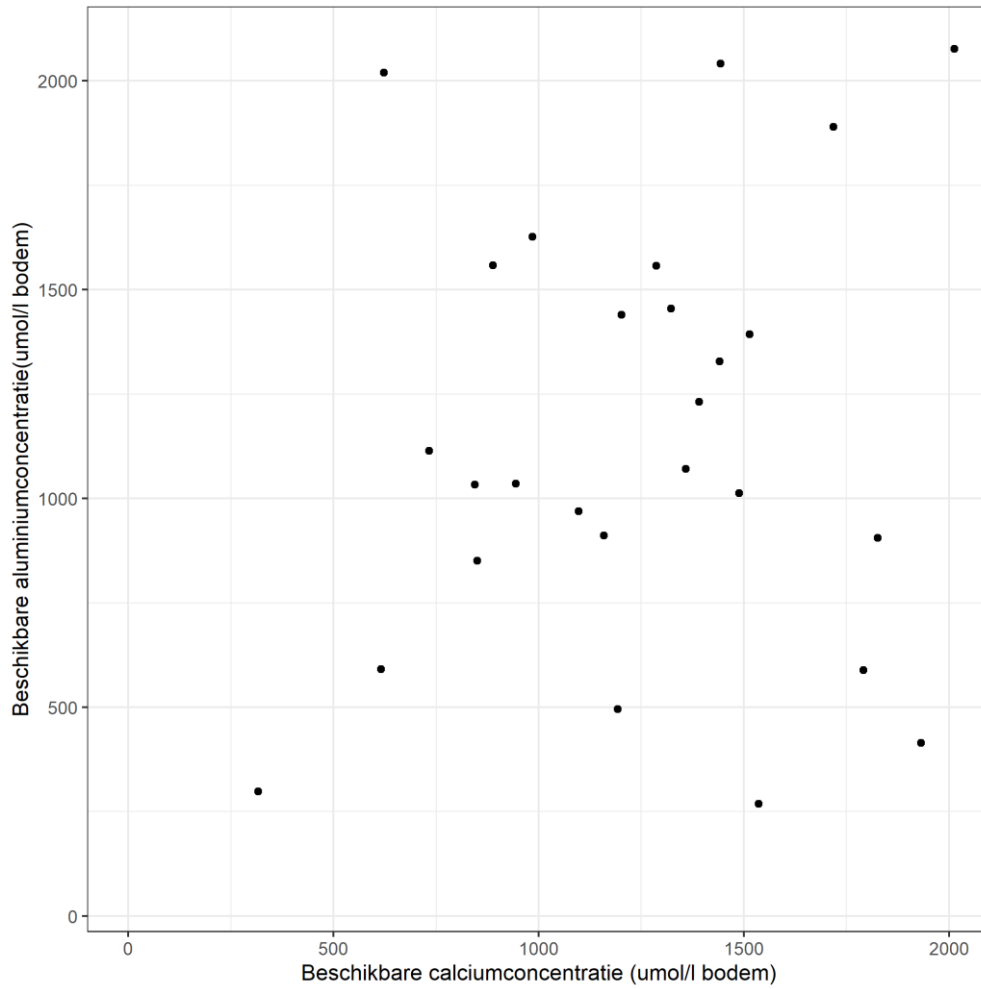
Figuur 4.6. Beschikbare calciumconcentratie gemeten in de 0-20 cm bodemlaag in $\mu\text{mol/l}$ bodem in de droge heide (cirkels en driehoeken) en bos-locaties (vierkanten).

Eén van de gevolgen van bodemverzuring is een toename in plantbeschikbaar aluminium en ijzer, tenminste in aluminium- en ijzerhoudende bodems. In de toplaag (0-20 cm) van de droge heide in de Brunsummerheide varieerde de beschikbare aluminiumconcentratie van 63 $\mu\text{mol/l}$ bodem op de duidelijk beter gebufferde locatie 40 tot 2077 $\mu\text{mol/l}$ bodem op locatie 47 (Figuur 4.7). De beschikbare aluminiumconcentratie gemeten in de droge heide lag in 75% van de monsterlocaties tussen de 852 en 1451 $\mu\text{mol/l}$ bodem. De beschikbare ijzerconcentraties varieerden van 3,4 $\mu\text{mol/l}$ bodem op locatie 24 tot 27,1 $\mu\text{mol/l}$ bodem op locatie 20. Er was, net als in het pleistocene heidelandschap, nauwelijks verband bestond tussen de aluminium- en calciumbeschikbaarheid (Figuur 4.8) en ook in de ijzerbeschikbaarheid werd geen relatie gevonden met de calciumbeschikbaarheid. Ook werden er geen duidelijke ruimtelijke patronen waargenomen.

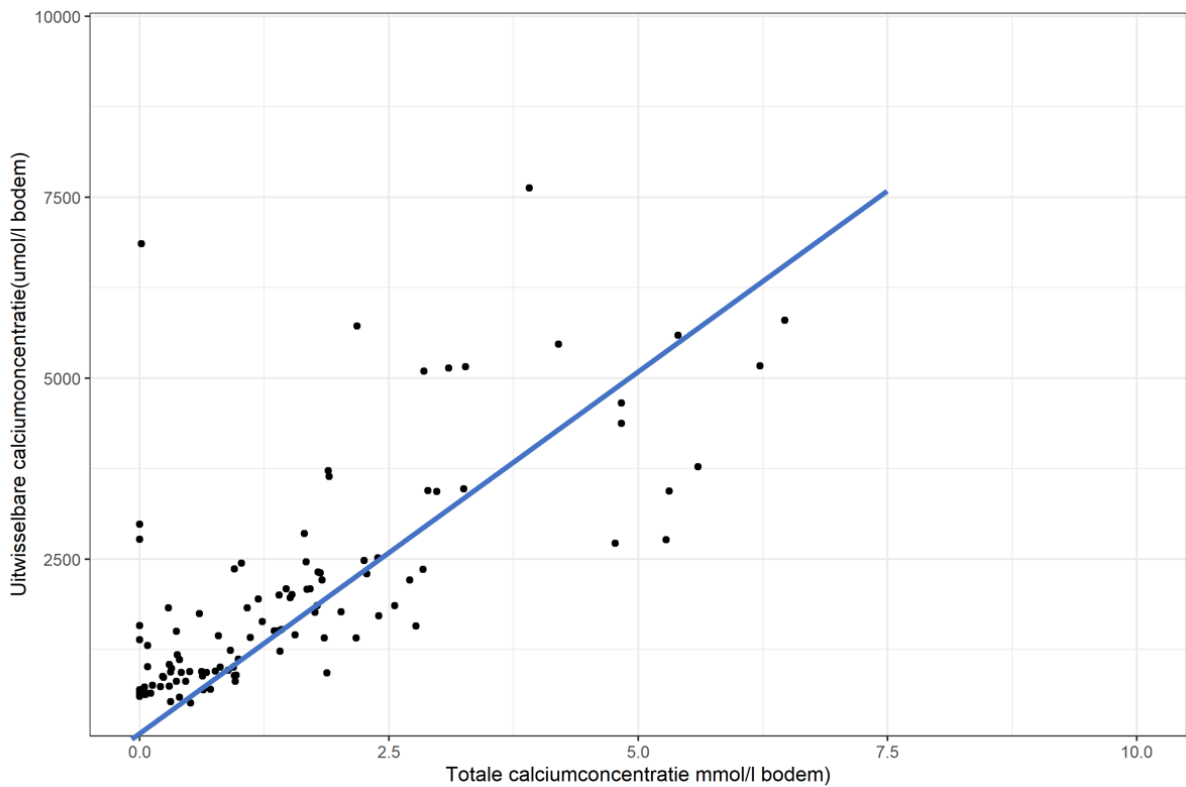


Figuur 4.7. Beschikbare aluminiumconcentratie gemeten in de 0-20 cm bodemlaag in $\mu\text{mol/l}$ bodem in de droge heide (cirkels en driehoeken) en bos-locaties (vierkanten).

Door de uitwisselbare concentratie Ca, K en Mg te delen door de totale concentratie van die elementen, kan een indruk gevormd worden van de potentie van de bodem om basische kationen te leveren. Uit deze analyse blijkt, dat er nagenoeg geen verschil werd gemeten tussen de uitwisselbare- en totale concentratie calcium in de bodem (Figuur 4.9). Dat betekent dat niet verwacht mag worden dat de calciumbeschikbaarheid van huidige toplaag in de toekomst zal toenemen door verwerking van calciumhoudende mineralen.



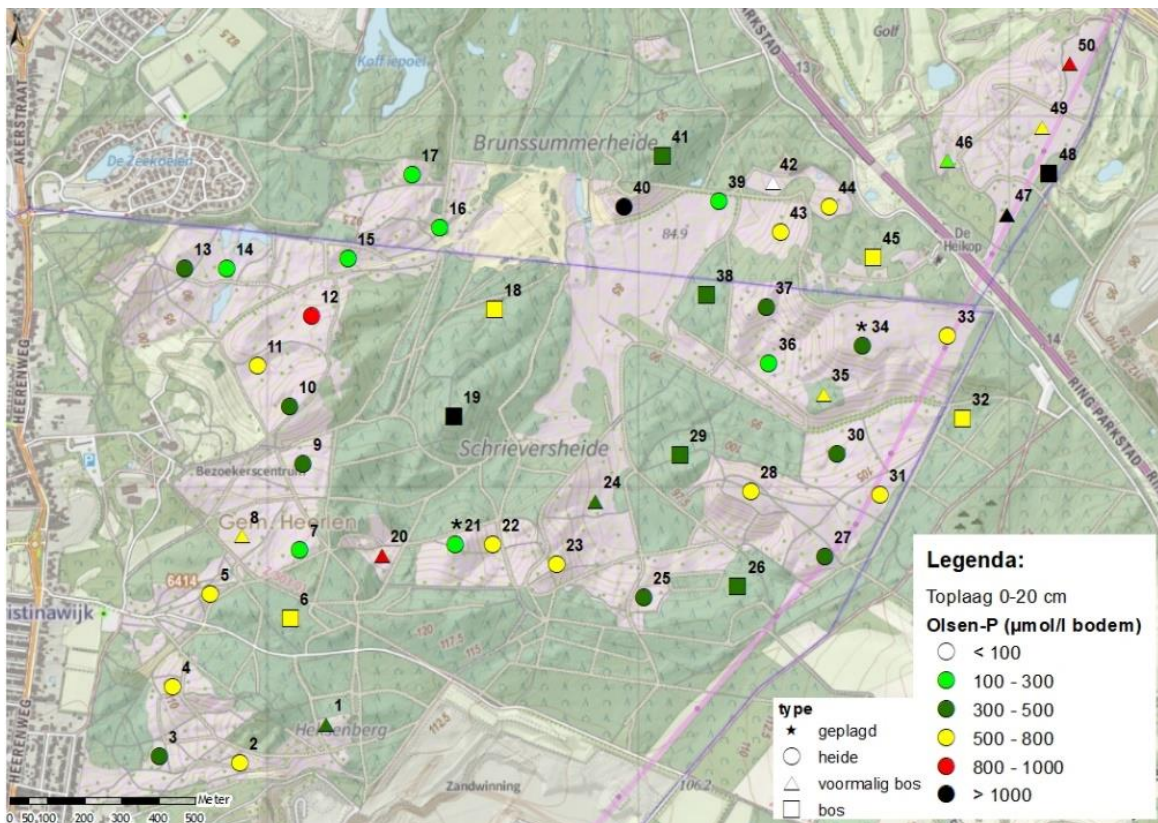
Figuur 4.8. Relatie tussen de beschikbare calcium- en aluminiumconcentratie gemeten in de 0-20 cm bodemlaag in de droge heide.



Figuur 4.9. Relatie tussen de totale- en uitwisselbare calciumconcentratie gemeten in de Brunsummerheide, Uitwisselbare fractie in $\mu\text{mol/l}$ bodem, de totale fractie in mmol/l bodem. De blauwe lijn geeft de 1 op 1 lijn weer.

Voedselrijkdom gemeten in de droge heide

Voor de vegetatie en fauna in de droge heide blijkt de fosforbeschikbaarheid in het voedsel een belangrijke parameter te zijn (o.a. Vogels *et al.*, *in prep* en Siepel *et al.*, 2018). In de toplaag (0-20 cm) van de droge heide varieerde de beschikbare fosfaatconcentratie tussen de 76 (locatie 42) en 1948 $\mu\text{mol/l}$ bodem (locatie 47). Ook op locatie 40 werd een opvallend hoge voor planten beschikbare P-concentratie gemeten met 1119 $\mu\text{mol/l}$ bodem (Figuur 4.10). De beschikbare P-concentraties gemeten in 75% van de monsterlocaties varieerde van 331 tot 1000 $\mu\text{mol/l}$ bodem, met een gemiddelde concentratie van 557 $\mu\text{mol/l}$ bodem.

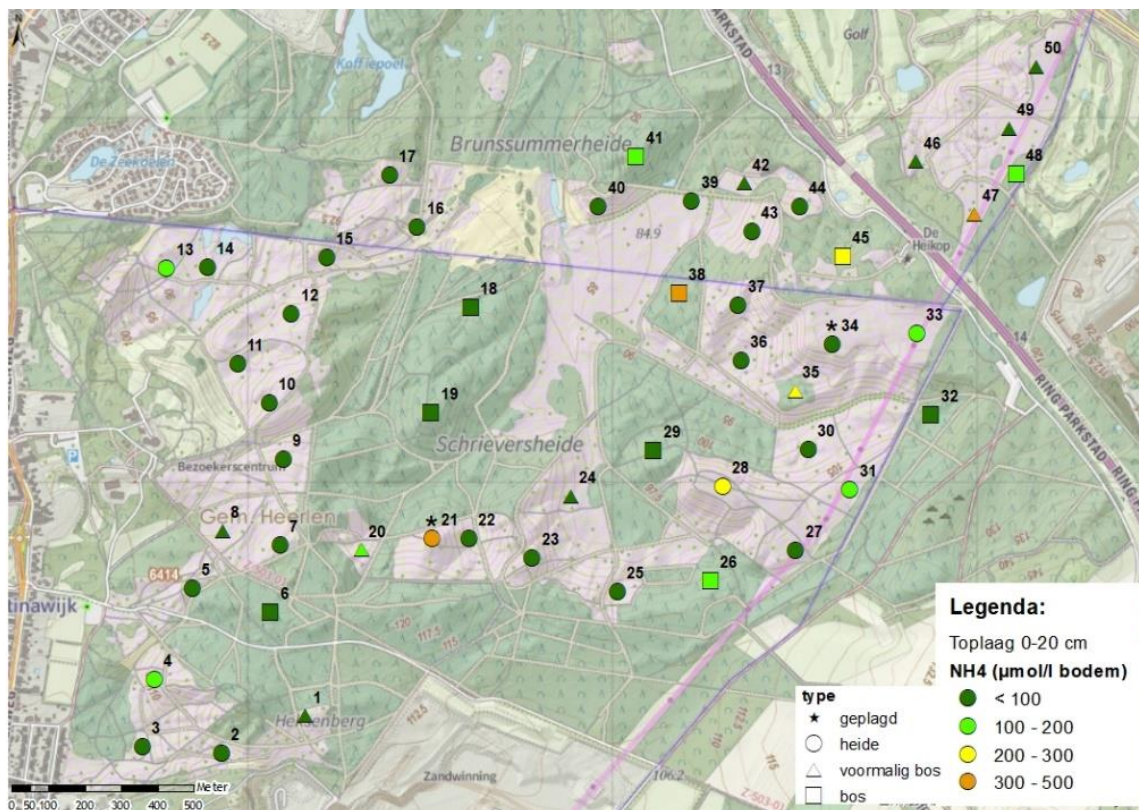


Figuur 4.10. Beschikbare fosfaatconcentratie gemeten in de 0-20 cm bodemlaag in $\mu\text{mol/l}$ bodem in de droge heide (cirkels en driehoeken) en bos-locaties (vierkanten).

Naast fosfaat is stikstof een belangrijke voedingsstof. Anorganisch stikstof kan in de bodem beschikbaar zijn in de vorm van ammonium (NH_4) of nitraat (NO_3), waarbij in verzuurde zandbodems met een hoge N-depositie NH_4 meestal de dominante stikstofvorm is. In de toplaag van de heide in de Brunssummerheide werd in het merendeel van de locaties minder dan $100 \mu\text{mol NH}_4/\text{l}$ bodem gemeten tot maximaal $363 \mu\text{mol/l}$ bodem op locatie 47 (Figuur 4.11). In 75 % van de gemeten heidelocaties was de NH_4 -concentratie lager dan $88 \mu\text{mol/l}$ bodem, lage concentraties voor Nederlandse droge heiden! De gemeten NO_3 -concentraties waren nog lager, met in 75% van de monsterlocaties waardes lager dan $5 \mu\text{mol/l}$ bodem met als uitzondering locatie 28 waar $466 \mu\text{mol NO}_3/\text{l}$ bodem werd gemeten (Bijlage 2). Deze locatie was ook opvallend vergrast ten tijde van de monsternamen (Foto 4.1). Uit gegevens van de Natuurmonumenten bleek deze locatie sterk vergrast te zijn nadat de heide was afgestorven als gevolg van een heidehaantje-plaag. Vervolgens is hier in 2016-2017 gefreemd.



Foto 4.1. Locatie 28 ten tijde van de bemonstering bodemchemie (foto M. Weijters).

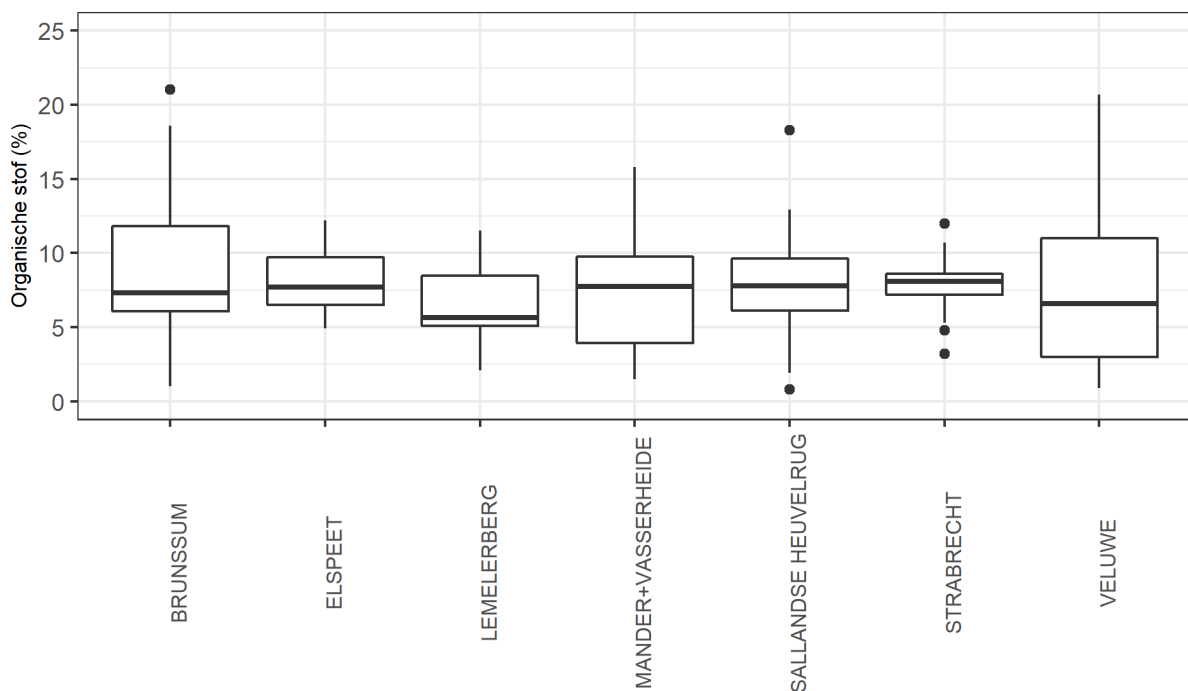


Figuur 4.11. Ammoniumconcentratie gemeten in de 0-20 cm bodemlaag in μmol/l bodem in de droge heide (cirkels en driehoeken) en bos-locaties (vierkanten).

4.6 Hoe verhoudt de Brunsummerheide zich tot Pleistocene heidegebieden?

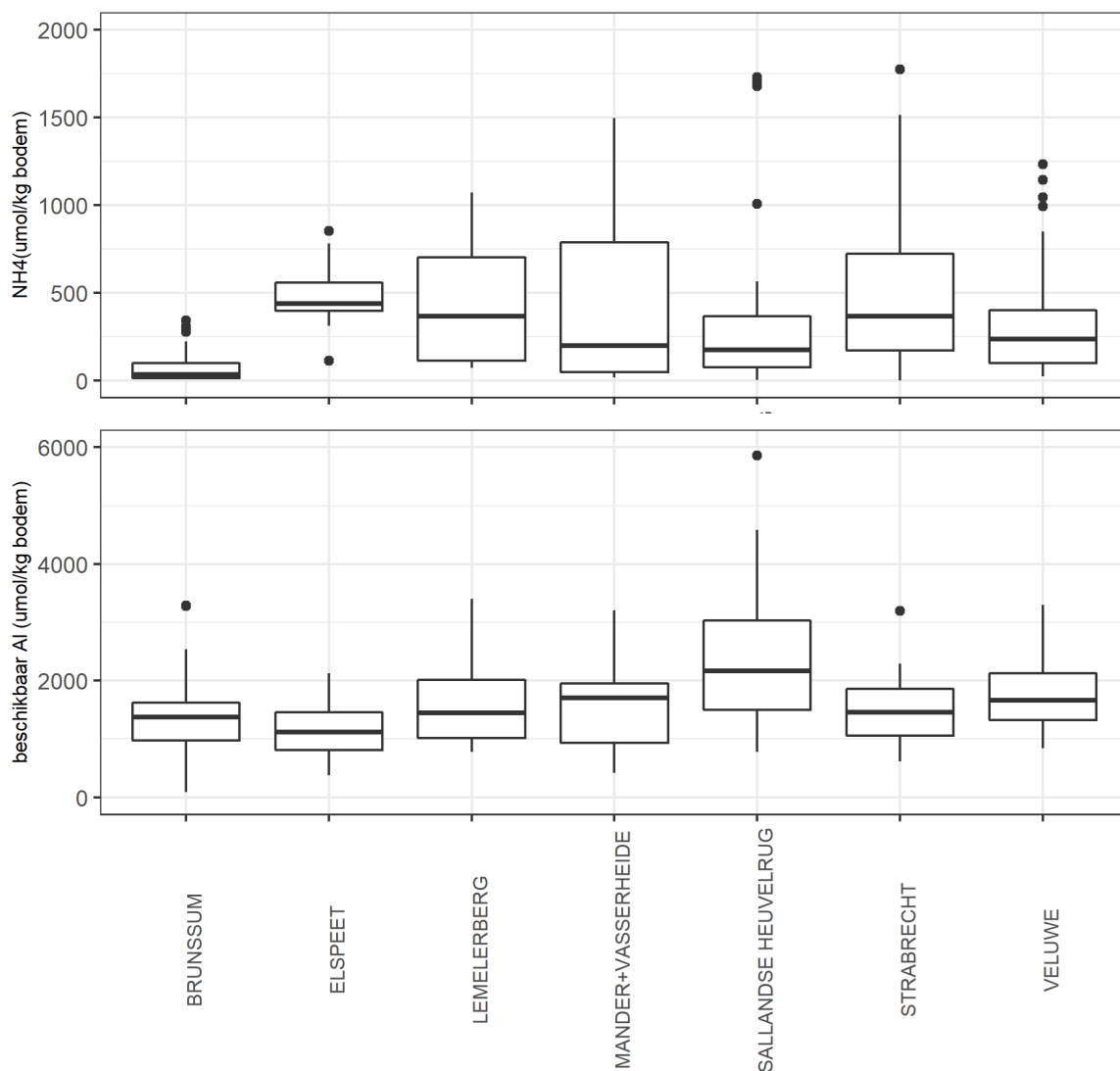
Eén van de onderzoeksvragen is om te verkennen in hoeverre de Brunsummerheide bodemchemisch lijkt of juist afwijkt van andere heideterreinen in Nederland. Hiertoe zijn gegevens van verschillende heideterreinen met elkaar vergeleken (dataset Onderzoekcentrum B-WARE). Voor deze analyses zijn gegevens gebruikt van de toplaag verzameld in de droge heide gelegen in Elspeet (n=13, gelegen op de Veluwe), De Lemelerberg (n=12, Overijssel), de Sallandse Heuvelrug (n=41, Overijssel), Mander-en Vasserheide (n=14, Overijssel), Strabrecht (n=25, Noord-Brabant) en het Nationale Park De Hoge Veluwe (hier “Veluwe” genoemd, n=81).

Wanneer verschillende gegevens met elkaar vergeleken worden, is het belangrijk om eerst het organische stof percentage te vergelijken aangezien het organische stofgehalte (en daarmee de CEC) in droge heiden een belangrijke rol speelt in de bodembuffering. Het percentage organische stof gemeten in de verschillende heideterreinen gebruikt voor deze analyse, lijkt voldoende op elkaar (Figuur 4.12). Omdat de gegevens zijn verzameld in verschillende jaren, en we weten dat de droge zomer van 2018 een grote invloed kan hebben op een deel van de bodemchemie in droge heiden (Bobbink *et al.*, 2019), is besloten geen statistische toetsing te doen. De vergelijking kunnen alleen gebruikt worden om inzicht te verkrijgen in globale verhoudingen.



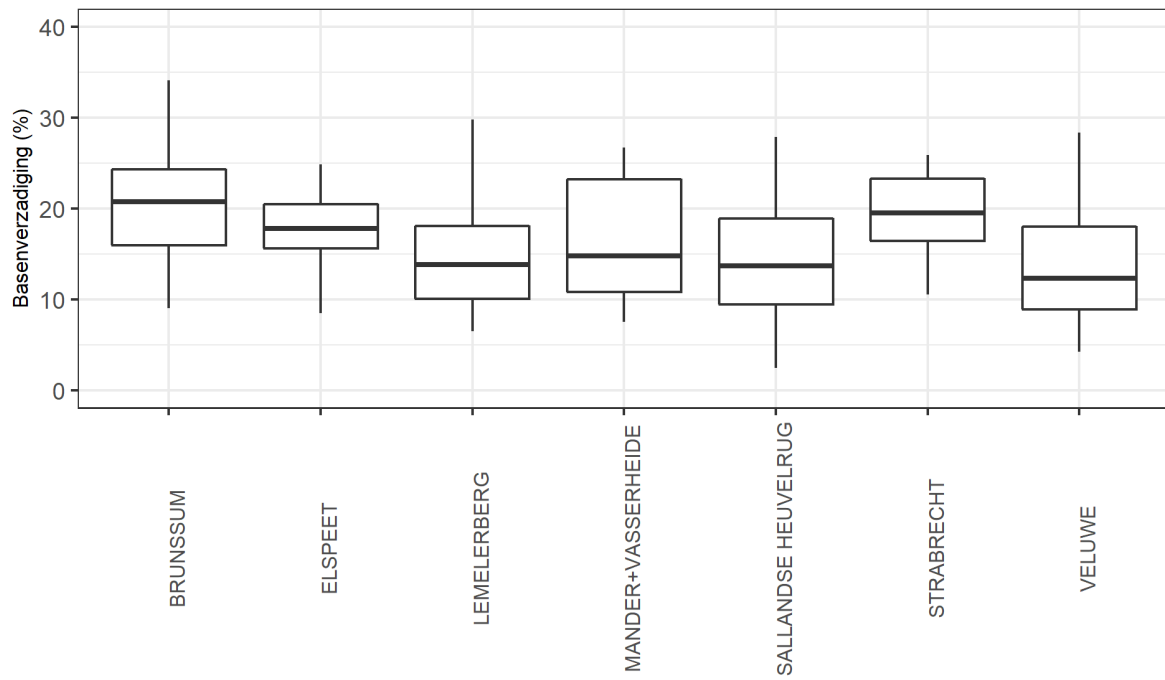
Figuur 4.12. Vergelijking van het organische stofpercentage gemeten in de toplaag (tot maximaal 20 cm onder maaiveld) in verschillende droge heideterreinen (H4030).

Het eerste dat opviel in de bodemchemie gemeten in de Brunsummerheide was het zeer lage N-gehalte gemeten in de bodem. Ook uit de vergelijking met andere heideterreinen blijkt dat de NH_4 -concentraties gemeten in de Brunsummerheide inderdaad opvallend laag waren (Figuur 4.13). De mediane ammoniumconcentratie gemeten in de heideterreinen **zonder** Brunssum was $261 \mu\text{mol/kg}$ bodem, terwijl de mediane NH_4 concentratie gemeten in de toplaag van de Brunsummerheide slechts $28 \mu\text{mol/kg}$ bodem was. Ook de mediane NO_3 -concentratie gemeten in Brunssum was veel lager, met $3 \mu\text{mol/l}$ bodem tegen een mediane concentratie van $60 \mu\text{mol/l}$ bodem in de andere heideterreinen.

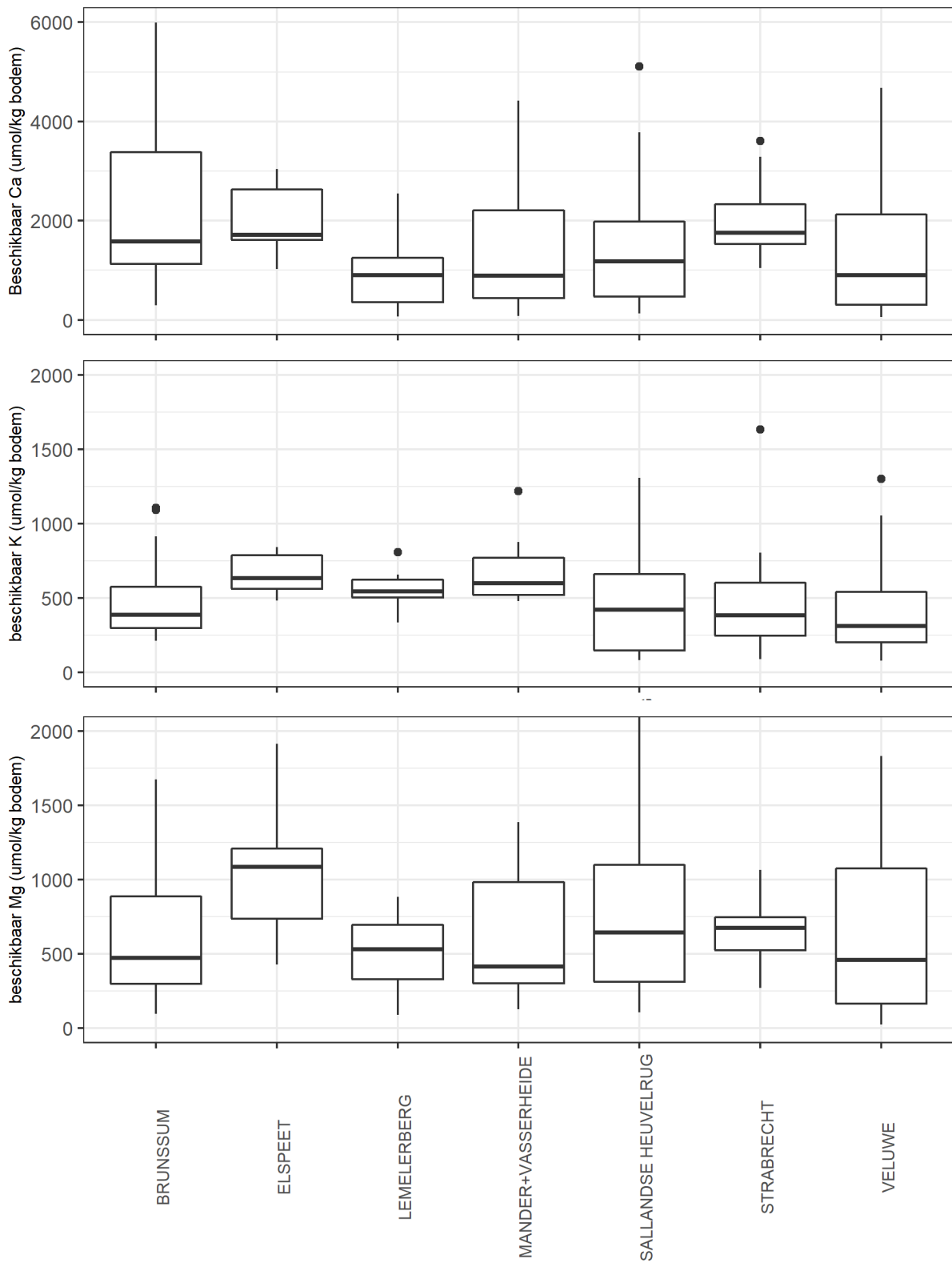


Figuur 4.13. Vergelijking van de NH_4 -concentratie en aluminiumconcentratie in $\mu\text{mol}/\text{kg}$ bodem gemeten in de toplaag (tot maximaal 20 cm onder maaiveld) in verschillende droge heideterreinen (H4030).

Volgende vraag is hoe de bodembuffering gemeten in de Brunssummerheide zich verhoudt tot die in andere heideterreinen. De mediane basenverzadiging gemeten in de heideterreinen (wederom zonder Brunssum zelf) was 15% tegen een mediane waarde in de heide in Brunssum van 21% (Figuur 4.14). De mediane beschikbare aluminiumconcentratie in de overige heideterreinen was 1613 $\mu\text{mol}/\text{kg}$ bodem, tegen 1035 $\mu\text{mol}/\text{kg}$ in de Brunssummerheide. Dit laat zien dat de bodem van de Brunssummerheide momenteel een licht hogere basenverzadiging en een lagere beschikbare aluminiumconcentratie heeft dan de bodem in andere heideterreinen in Nederland, hoewel dit per gebied verschilde (Figuur 4.13). De mediane beschikbare calciumconcentratie gemeten in de vergeleken heideterreinen en Brunssummerheide liggen in dezelfde range, met respectievelijk 1273 $\mu\text{mol}/\text{kg}$ bodem tegen 1466 $\mu\text{mol}/\text{kg}$ bodem. Ook de mediane beschikbare kalium- en magnesiumconcentraties gemeten in de Brunssummerheide waren vergelijkbaar met die gemeten in de overige heideterreinen. In de Brunssummerheide werd 234 $\mu\text{mol K}/\text{kg}$ bodem en 389 $\mu\text{mol Mg}/\text{kg}$ bodem gemeten tegen 392 $\mu\text{mol K}/\text{kg}$ bodem en 625 $\mu\text{mol Mg}/\text{kg}$ bodem in de andere heideterreinen. Dus ondanks de waarschijnlijk lagere zuurlast in de Brunssummerheide, werden gemiddeld iets lagere beschikbare concentraties K en Mg gemeten, mogelijk als gevolg van het andere geologische moedermateriaal (Figuur 4.15).

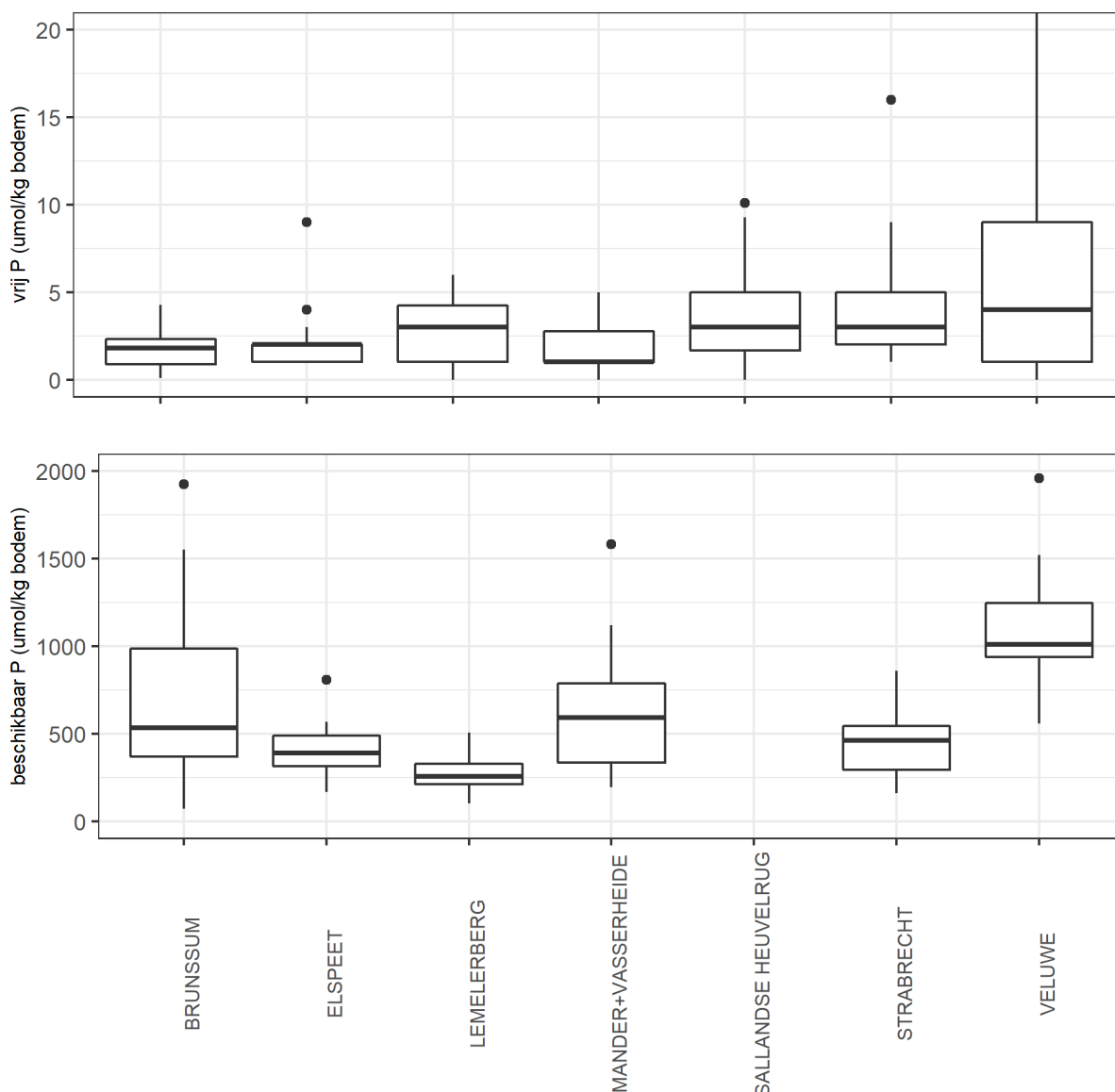


Figuur 4.14. Vergelijking van de basenverzadiging in % gemeten in de toplaag (tot maximaal 20 cm onder maaiveld) in verschillende droge heideterreinen (H4030).



Figuur 4.15. Vergelijking van de beschikbare Ca, K en Mg-concentratie in $\mu\text{mol}/\text{kg}$ bodem gemeten in de toplaag (tot maximaal 20 cm onder maaiveld) in verschillende droge heideterreinen (H4030).

Als laatste werd de fosfaatbeschikbaarheid vergeleken. Deze was niet gemeten in de Sallandse heuvelrug. De mediane Olsen-P concentratie in deze terreinen was 502 $\mu\text{mol/kg}$ bodem, waarbij de bodem in het Nationale Park de Hoge Veluwe het rijkst aan beschikbaar fosfaat was (Figuur 4.16). In de Brunsummerheide was de mediane Olsen-P concentratie in de droge heide rond de 500 $\mu\text{mol/kg}$ bodem. Er is dus geen sprake van een opvallend lage fosfaatbeschikbaarheid in de Brunsummerheide, en de bodem is eerder voor droge heide wat fosfaatrijk. Wel viel op dat de vrij beschikbare P-concentratie (gemeten in het zoutextract) in de Brunsummerheide lager was vergeleken met andere heideterreinen in Nederland (Figuur 4.16).



Figuur 4.16. Vergelijking van de plantbeschikbare P-concentratie in $\mu\text{mol/kg}$ bodem, gemeten als Olsen-P (bovenste figuur) en in het zoutextract (onderste figuur) in de toplaag (tot maximaal 20 cm onder maaiveld) in verschillende droge heideterreinen (H4030). Van de Sallandse Heuvelrug waren geen gegevens beschikbaar.

4.7 Conclusies bodemchemische metingen

- Uit de metingen blijkt dat de pH_{NaCl} in de bovenste 0-20 cm van de droge heide in Brunssum in 75% van de monsters varieerde van 3,1 tot 3,3. De basenverzadiging lag in het merendeel van de locaties tussen de 16% en 24%. Een enkele locatie was duidelijk beter gebufferd, zoals locatie 40 waar zowel een hoge pH als een hoge beschikbaarheid aan basische kationen werd gemeten. Zowel de pH als de Basenverzadiging waren daarmee te laag voor een goed ontwikkelde variant van het *Genisto anglicae-Callunetum typicum* (20Aa01b).
- Er werden geen duidelijke ruimtelijke patronen gevonden in de bodemchemie, wel waren de locaties onder bos duidelijk zuurder en met meer Al dan de locaties onder heide, en was ook de diepere bodemlaag in de boslocaties verder verzuurd vergeleken met de heide-locaties. Dit is een duidelijk teken dat de boslocaties inderdaad meer verzurende depositie hebben ingevangen dan de heidelocaties.
- De Brunssummerheide was, vergeleken met andere heideterreinen in Nederland, wat minder slecht gebufferd, met een licht hogere basenverzadiging en lagere beschikbare aluminiumconcentraties.
- De stikstofbeschikbaarheid was duidelijk veel lager in de Brunssummerheide, een duidelijk signaal dat deze locatie in vergelijking met overige Nederlandse heideterreinen een lagere cumulatieve N-depositie te verduren heeft gehad.
- De fosfaatbeschikbaarheid gemeten in de Brunssummerheide was vergelijkbaar met die in andere Nederlandse heideterreinen, en zeker niet aan de lage kant. Er is lijkt daarmee geen sprake van P-tekorten in de bodem. Wel werden iets lagere vrije beschikbare PO_4 -concentraties gemeten, zeker vergeleken met gegevens uit het Nationaal Park de Hoge Veluwe.
- Opvallend was dat bijna al het calcium in de toplaag van de bodem in Brunssum in beschikbare vorm werd gemeten. Dat betekent dat er niet verwacht mag worden dat de bodem uit minerale verwerking nog veel calcium zal kunnen leveren. Er werden geen duidelijke verschillen in de beschikbaarheid van calcium, kalium en magnesium gemeten in de Brunssummerheide vergeleken met de andere heideterreinen.
- Op basis van de bodemchemische metingen wordt geconcludeerd dat er momenteel vrijwel geen probleem is met verhoogde N-beschikbaarheid. Dit is een voor Nederland zeldzaam geworden situatie!

5 Vegetatiechemie

5.1 Inleiding

Naast soortensamenstelling en structuur van de vegetatie, kan ook de chemische kwaliteit van de vegetatie van invloed zijn op de fauna-gemeenschappen in de droge heide (Vogels *et al.*, 2017). Met name de N/P ratio in Struikhei blijkt hierin een sturende factor te zijn. Daarnaast kunnen gegevens van de chemische samenstelling van laddermossen heel erg goed gebruikt worden als indicator voor de N-depositie in een gebied. Als laatste kan door de gegevens van de Struikhei verzameld in de Brunssummerheide te vergelijken met gegevens uit andere heideterreinen in Nederland, inzicht worden verkregen in mogelijke verschillen in de chemie van struikhei tussen de Brunssummerheide en heideterreinen gelegen op pleistocene zandgronden in Nederland. De gehele plantchemische dataset is bijgevoegd als bijlage 3.

5.2 Materiaal en methode

Tegelijk met de bemonstering van de bodemchemie (september 2019), werden jonge groene scheuten van Struikhei, de zogenaamde current-year shoots verzameld en werd een monster verzameld van het dominante mos op die locatie. Er werd op 29 locaties heide en mos verzameld. De mossen werden niet op naam gebracht maar het dominante mos op het merendeel van de locaties was waarschijnlijk Heideklauwtjesmos (*Hypnum jutlandicum*) (Foto 5.1).



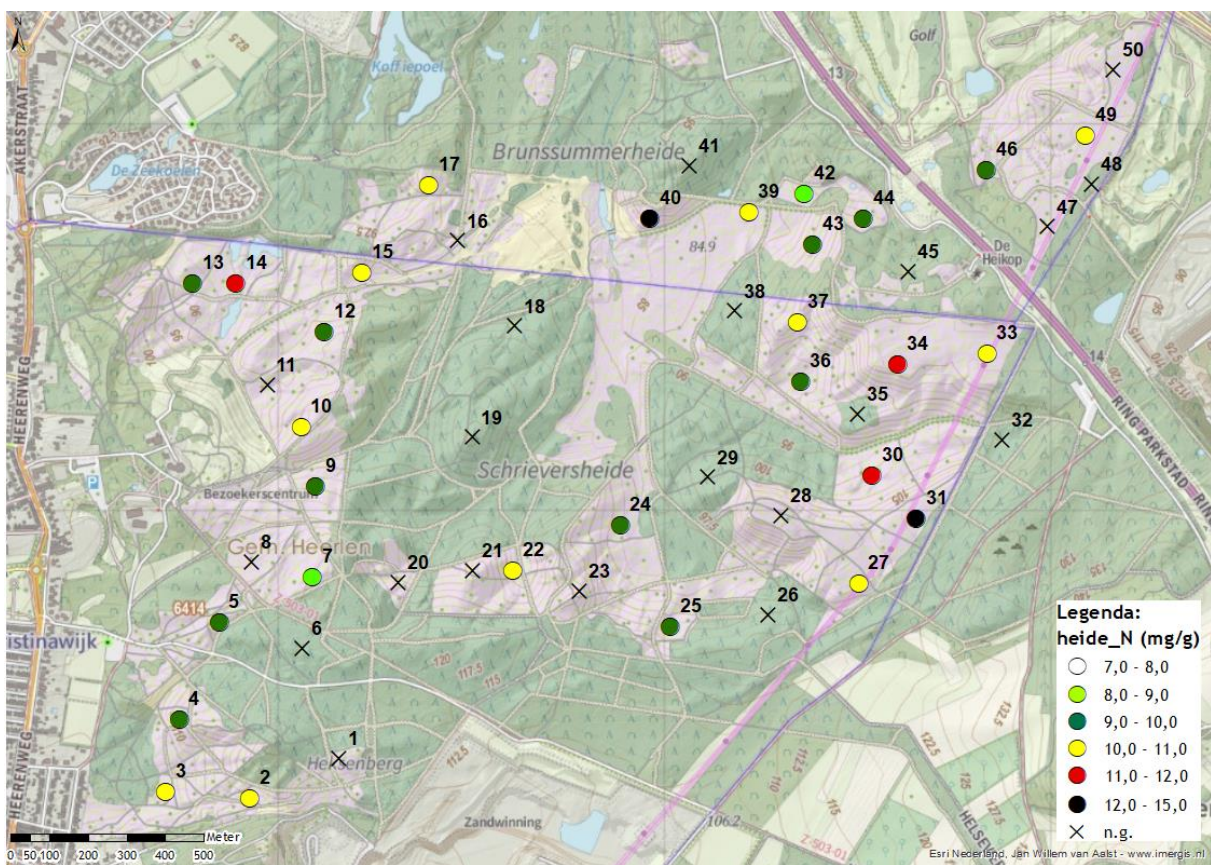
Foto 5.1. Heideklauwtjesmos verzameld op een van de heide-locaties.

De verzamelde vegetatiemonsters werden gedroogd en gemalen waarna er een destructie (Zie H4 methode) en C/N-analyse werd uitgevoerd. Voor de analyse van de totale hoeveelheid koolstof en stikstof werd een deel van het verzamelde plantmateriaal fijngemalen in een kogelmaler. Afhankelijk van het soortelijk gewicht van het materiaal en de verwachte concentraties, werd een kleine hoeveelheid (3-40 mg) van het gemalen materiaal in een tinnen container afgewogen, waarna het in een CNS-elementenanalyser (Vario Micro Cube, Elementar) werd geanalyseerd.

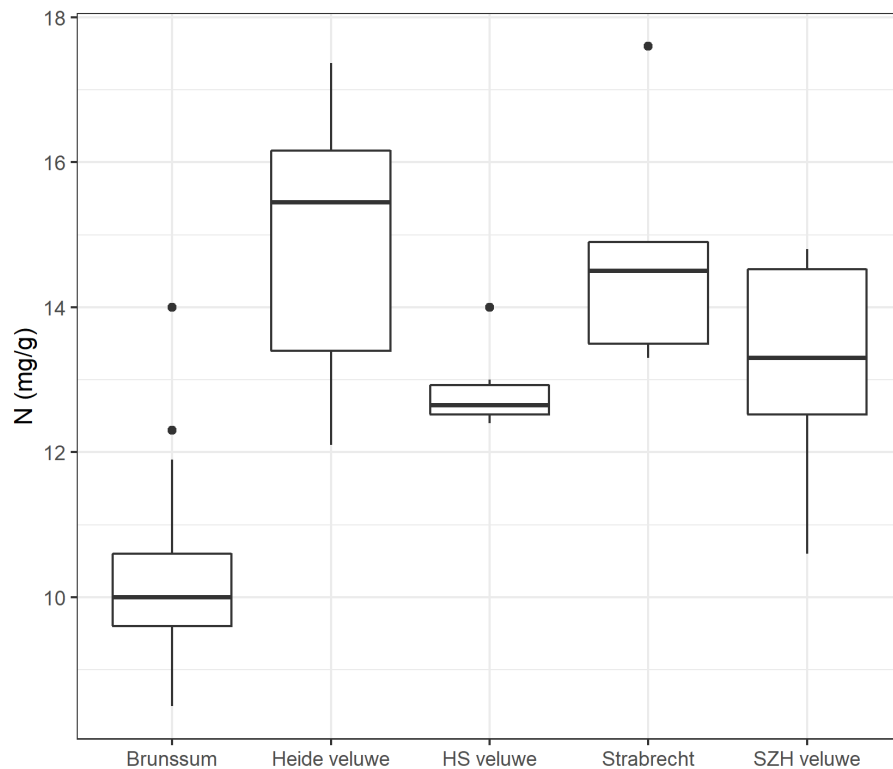
5.3 Chemie van Struikhei

Stikstofgehalte

Het N-gehalte in Struikhei varieerde in 75% van de locaties tussen de 9.6 en 10.6 mg/g met een mediane waarde van 10.00 mg N/g en was minimaal 8,5 mg/g op locatie 42 tot maximaal 14 mg/g op locatie 31 (Figuur 5.1). Vergeleken met enkele andere heideterreinen in Nederland, is een mediaan N-gehalte gemeten in Struikhei met 10 mg N/g erg laag (Figuur 5.2). Hierbij werden de gegevens verzameld in de Brunsummerheide vergeleken met gegevens van Struikhei uit de Droge heide (H4030, n=11), Heischraal grasland (H6230, n=6) en Stuifzandheide (n=6) allen in het Nationaal Park de Hoge Veluwe, en gegevens verzameld op de Strabrechtse heide in H4030 (n=5). In de overige heideterreinen lag het N-gehalte altijd boven de 12 mg N/g tot zelfs meer dan 15 mg N/g in de droge heide in het nationale park de Hoge Veluwe. Ook internationaal bezien behoren de waarden gemeten op de Brunsummerheide tot de onderkant van de range, die vooral worden gevonden in gebieden met een N-depositie lager dan 15 kg N/ha/jaar (o.a. Pitcairn *et al.*, 2001; Jones en Power (2012)).



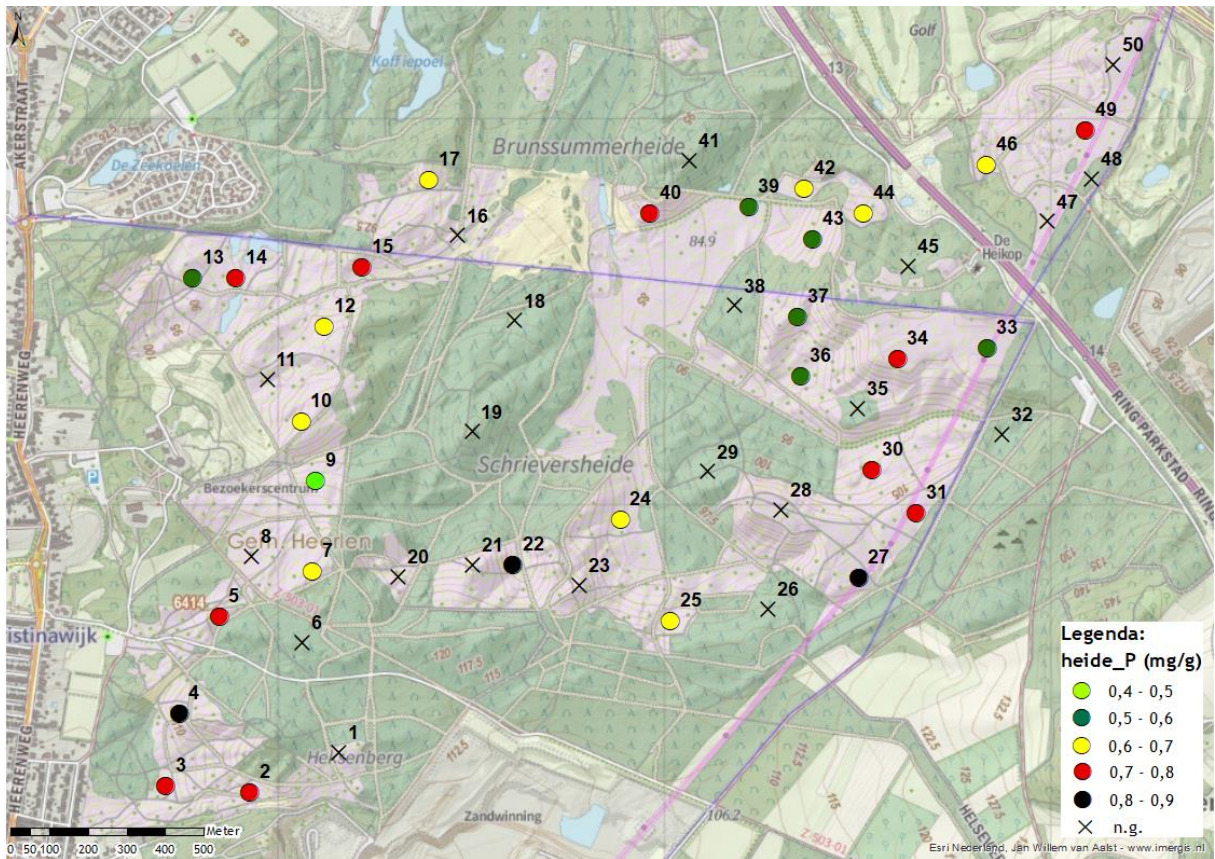
Figuur 5.1. Ruimtelijke weergave van N-gehaltenes gemeten in Struikhei in de Brunsummerheide



Figuur 5.2. Boxplots met het N-gehalte gemeten in Current Year Shoots van Struikhei, allen verzameld in 2019 in de Brunssummerheide (n=29), droge heide in het NPHV (n=11), Heischraal grasland in het NPHV (n=6), Droge heide op Strabrecht (n=5) en Stuifzandheide in het NPHV (n=6).

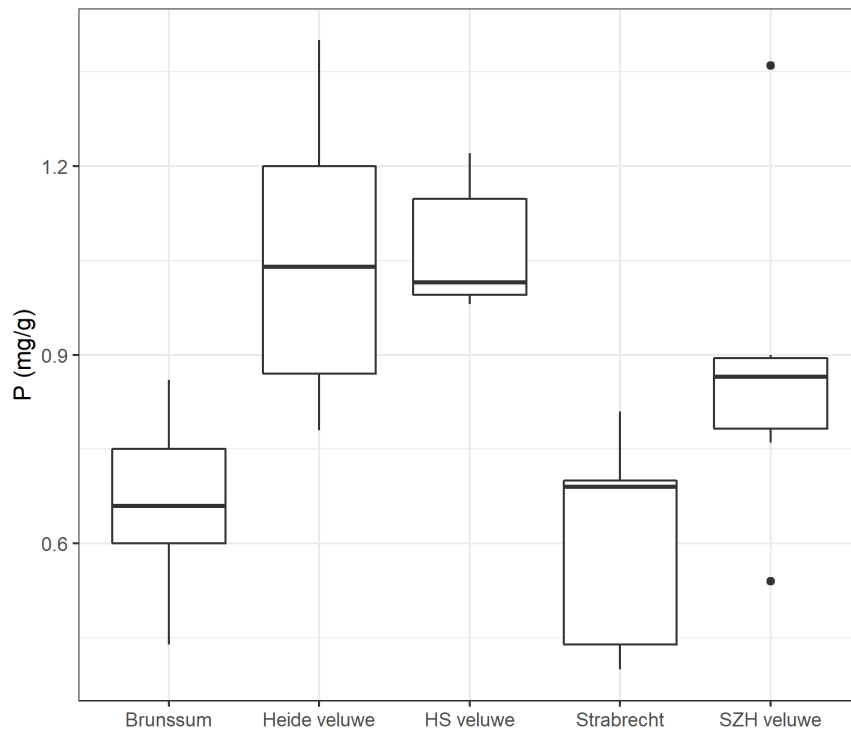
P-gehalte

Het P-gehalte in 75% van de metingen varieerde van 0,60 tot 0,75 mg P/g met een mediane waarde van 0,66 mg P/g materiaal. Het P-gehalte gemeten in de Struikhei verzameld in de Brunssummerheide varieerde van 0,44 mg P/g op locatie 9 tot 0,86 mg P/g op locatie 4 (Figuur 5.3). De gemeten waarden vallen daarmee wederom in de ondergrens van de waarden gemeten door Jones en Power (2012) en Rowe *et al.*, (2008).



Figuur 5.3. Ruimtelijke weergave van P-gehaltenes gemeten in Struikhei in de Brunssummerheide

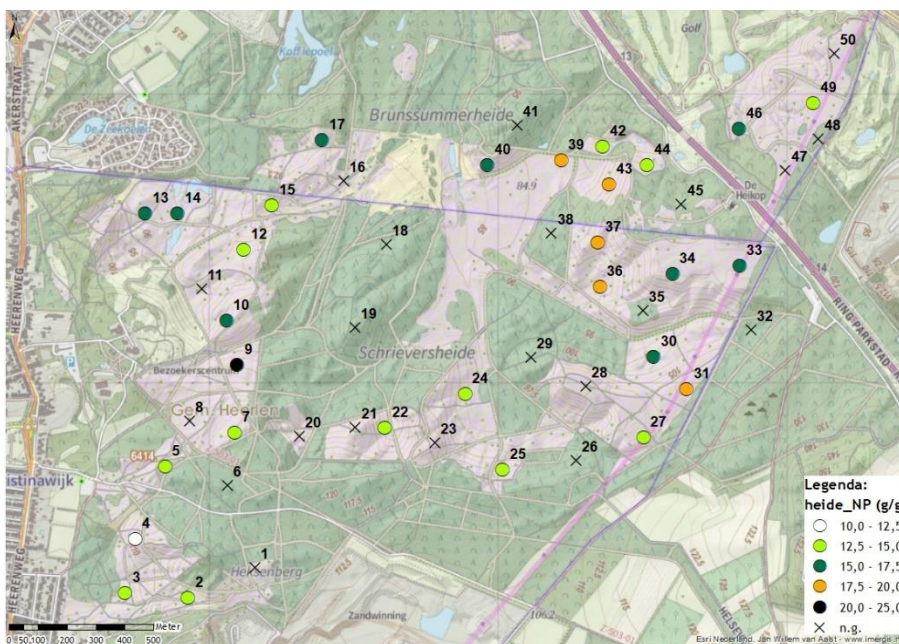
In het materiaal van Struikhei verzameld op de Brunssummerheide werden vergelijkbare P-gehaltenes gemeten als in de Struikhei verzameld op Strabrecht; en duidelijk lagere P-gehaltenes in vergelijking met de Struikhei verzameld in het Nationaal Park de Hoge Veluwe (Figuur 5.4). Dit komt overeen met de beschikbaarheid van P gemeten in de bodem (H4).



Figuur 5.4. Boxplots met het P-gehalte gemeten in Current Year Shoots van Struikhei verzameld in 2019 in de Brunssummerheide (n=29), Droge heide in het NPHV (n=11), Heischraal grasland in het NPHV (n=6), Droge heide op Strabrecht (n=5) en Stuiyzandheide in het NPHV (n=6).

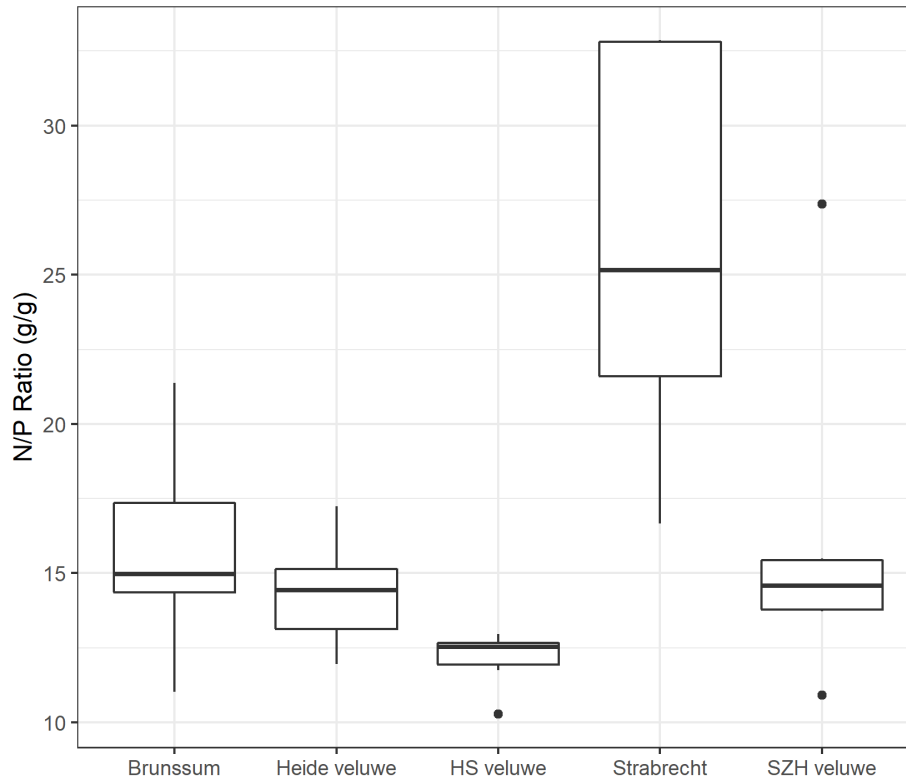
Stikstof/Fosfaat ratio

De N/P ratio gemeten in 75% van de bemonsterde locaties varieerde van 14,4 tot 17,4 met een mediane ratio van 15,6. De N/P ratio's gemeten in de Struikhei verzameld in de Brunssummerheide varieerden sterk van 11,0 op locatie 4 tot 21,4 op locatie 9 (Figuur 5.5). Omdat het N-gehalte in de verzamelde heide nauwelijks varieerde, is met name het P-gehalte sturend in deze verschillen.



Figuur 5.5. N/P ratio gemeten in de current year shoots van Struikhei (*Calluna vulgaris*) verzameld in de droge heide op de Brunssummerheide in g/g.

In verhouding tot enkele andere heideterreinen in Nederland, blijkt dat de N/P ratio's gemeten in de Struikhei verzameld in de Brunssummerheide redelijk in lijn zijn met de waarden gemeten in de Veluwe, maar beduidend lager dan de ratio gemeten in Struikhei van de Strabrechtse heide (Figuur 5.6). Ook Vogels *et al.*, (2011) vond N/P ratio's van boven de 20 tot zelfs 30 gemeten in Struikhei verzameld in Strabrecht en het Dwingelderveld, waarbij de gevonden ratio's van rond de 15 in de Brunssummerheide relatief laag zijn.



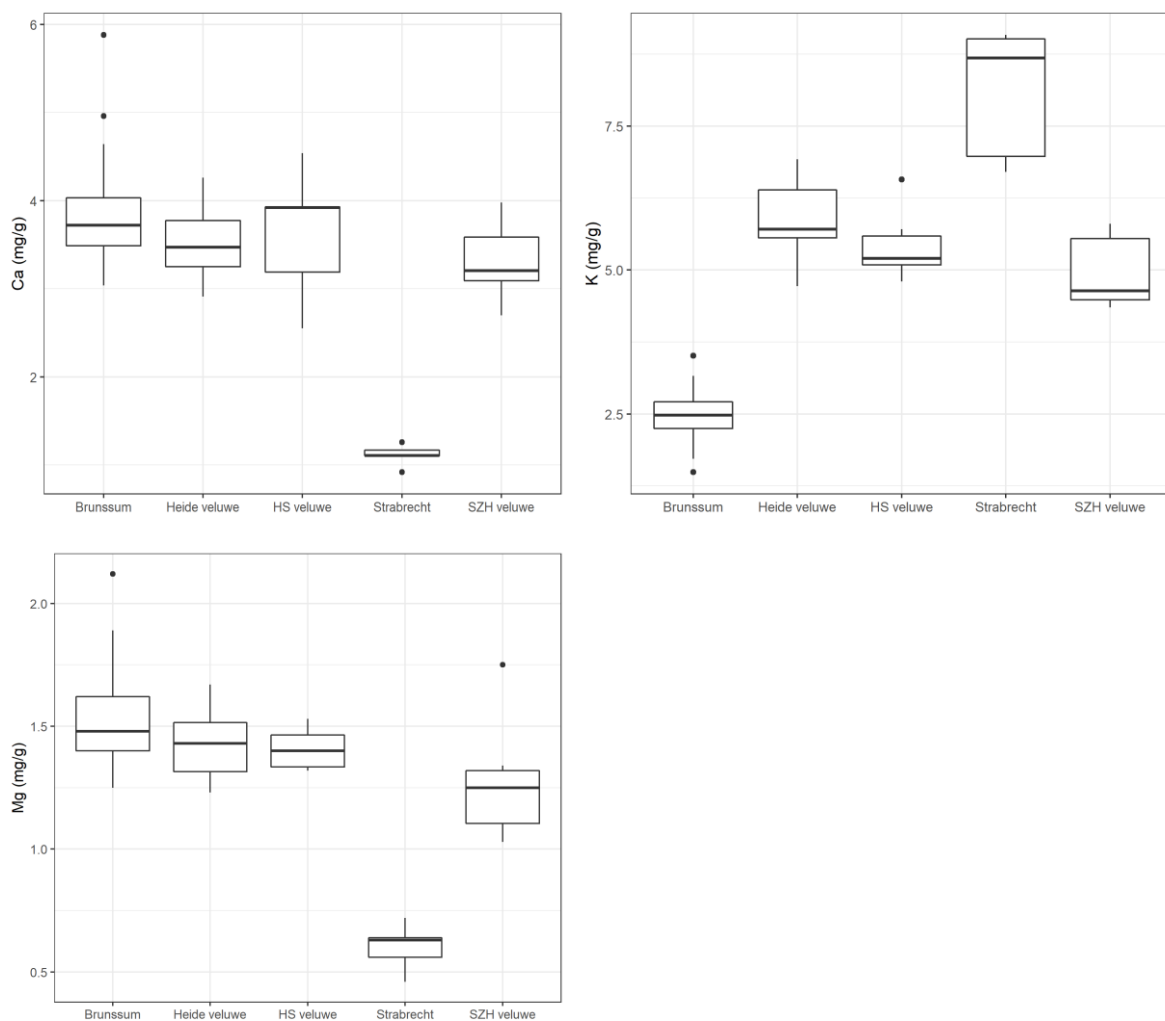
Figuur 5.6. Boxplots met de N/P-ratio in g/g gemeten in Current Year Shoots van Struikhei verzameld in 2019 in de Brunssummerheide (n=29), Droge heide in het NPHV (n=11), Heischraal grasland in het NPHV (n=6), Droge heide op Strabrecht (n=5) en Stuijzandheide in het NPHV (n=6).

Calcium, kalium en magnesium

De Struikhei verzameld in de Brunssummerheide varieerde nauwelijks in het gehalte Ca, K en Mg in het blad. Het calciumgehalte in 75% van de waarnemingen lag tussen de 3,5 en 4,0 mg/g met een mediane waarde van 3,7 mg/g; in 75% van de bemonsterde plekken varieerde het magnesiumgehalte in de Struikhei van 1,4 tot 1,5 mg/g met een mediane waarde van 1,5 mg/g en het kaliumgehalte gemeten in 75% van de verzamelde Struikhei-monsters varieerde van 2,3 tot 2,7 mg/g met een mediane waarde van 2,5 mg/g.

Vergeleken met Nederlandse heideterreinen, zien we een zelfde patroon (Figuur 5.7). Wat calciumgehalte liggen de waarden goed in de range gemeten in andere heideterreinen en is er weinig variatie, maar het kaliumgehalte gemeten in de Struikhei uit de Brunssummerheide is veel lager dan in de overige terreinen.

In een studie van Rowe *et al.*, uit 2008 werden Ca, K en Mg gehalten gemeten in Current year shoots van Struikhei bepaald in een N-gradiënt in het Verenigd Koninkrijk. Uit deze vergelijking blijkt dat de Struikhei verzameld in de Brunssummerheide opvallend arm is aan kalium, en ook wat magnesium betreft aan de onderkant van de waarden valt gemeten door Rowe *et al.*, (2008).



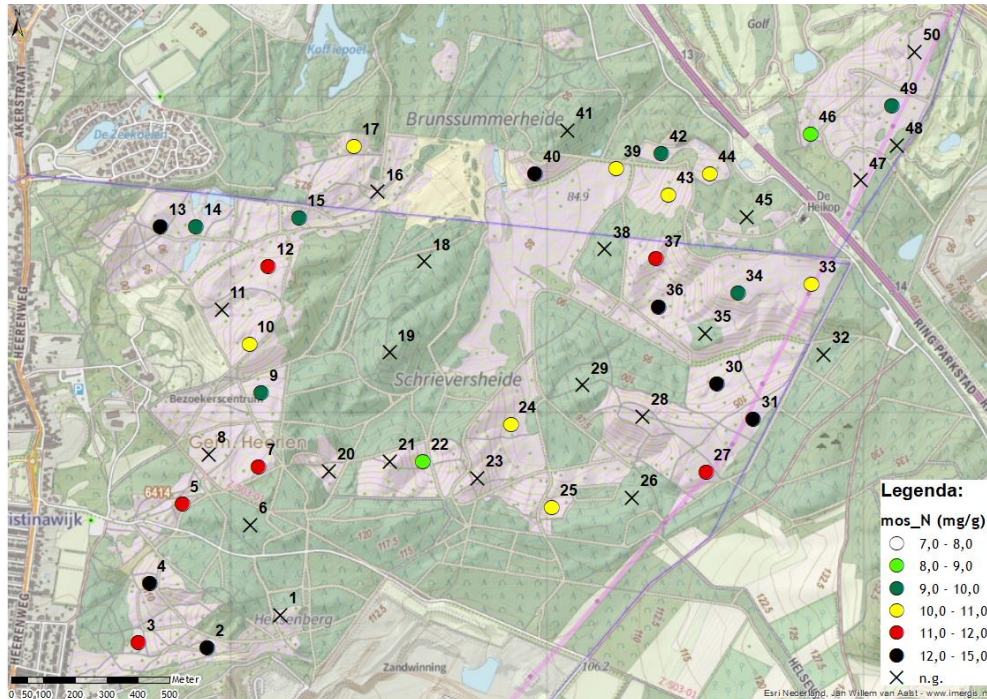
Figuur 5.7. Boxplots met de Ca-gehalte, K-gehalte en Mg-gehalte in mg/g gemeten in Current Year Shoots van Struikhei verzameld in 2019 in de Brunssummerheide (n=29), Droge heide in het NPHV (n=11), Heischraal grasland in het NPHV (n=6), Droge heide op Strabrecht (n=5) en Stuijfzandheide in het NPHV (n=6).

5.4 Chemie verzamelde mossen

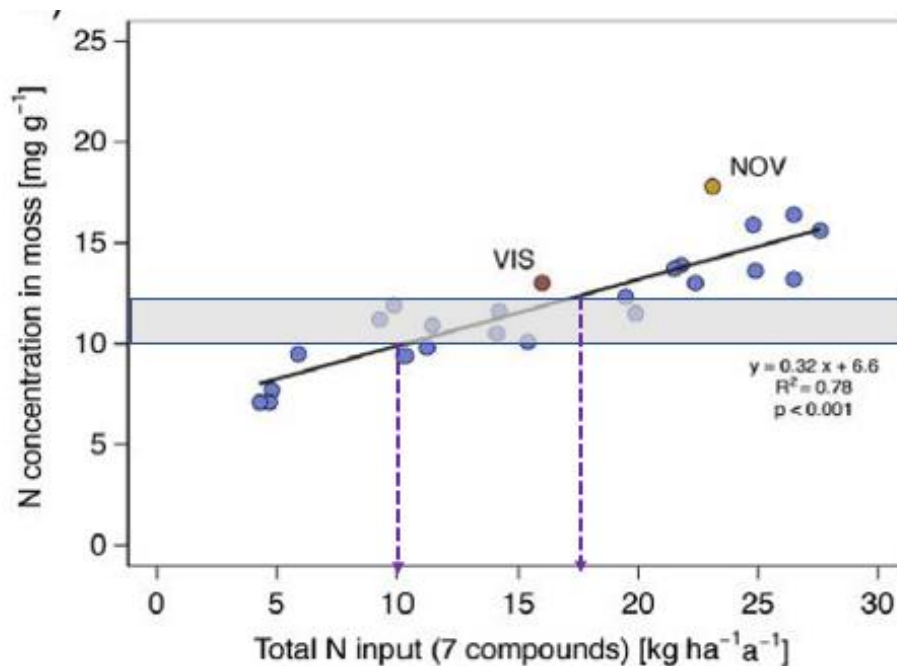
Het N-gehalte in de verzamelde mossen lag in 75% van de waarnemingen tussen de 9.8 mg/g drooggewicht en 12 mg/g drooggewicht met van een mediaan van 10,6 mg N/g (Figuur 5.8). Het stikstofgehalte in laddermossen zoals Heideklauwtjesmos wordt beschouwd als één van de beste indicatoren voor de toevoer van N uit de atmosfeer (o.a. Harmens et al, 2011). Recent is een verband tussen een nauwkeurig bepaalde gradiënt in N-depositie en het N-gehalte in laddermossen (vooral de nauw verwante *Hypnum cupressifolia*) in Zwitserland gevonden (Figuur 5.8). Ter referentie, de gemiddelde gemodelleerde N-depositie in de Brunssummerheide in de periode 2014-2015 was gemiddeld rond de 17 Kg N/ha/jaar, en varieerde in de droge heide (H4030) tussen de 14 en 20 kg N/ha/jaar (PAS gebiedsrapportage 2017). De Kritische Depositiewaarde (KDW) voor Droge heide (H4030) is 15 kg N/ha jaar (van Dobben et al., 2012).

Bij invullen van de mediane waarde en de 75%-grenswaarden van het N-gehalte in het mos op de Brunssummerheide in deze relatie dan blijkt de gevonden N-depositie (12-18 kg N/ha/jaar) goed in de range van de met AERIUS berekende waarde te liggen van 1177 mol/ha/jaar =16,5 kg N/ha/jaar (range 14-18,2 kg N/ha/jaar). Ook dit bevestigt dat de atmosferische N-depositie voor Nederlandse

begrippen echt laag is op de Brunsummerheide en in de buurt van de KDW - of er net wat boven - ligt. Dit betekent ook echter ook dat de stikstofdepositie in een deel van het terrein hoger is dan de KDW! Op basis van de berekeningen in AERIUS (van Dobben et al., 2012) is de verwachting dat deze overschrijding zeker tot 2030 zal blijven bestaan, met als gevolg verzuring en vermesting van de Brunsummerheide.



Figuur 5.8. Ruimtelijke weergave van N-gehalten gemeten in mossen in de Brunsummerheide



Figuur 5.9. Bovenste figuur: gemodelleerde N-depositie in de Brunsummerheide (Gebiedsrapportage 2017 Natura 2000 gebied nr. 155, PAS-Bureau) en onderste figuur relatie tussen de N-depositie en N concentratie in mossen (Kosonen et al., 2018), waarbij het grijze vlak de N-concentratie gemeten in de mossen verzameld in de Brunsummerheide geeft, en de paarse stippellijntjes de daaruit afgeleide N-depositie in de Brunsummerheide.

5.5 Conclusies vegetatiechemie

- In de Struikhei verzameld in de Brunssummerheide werden veel lagere N-gehaltes gemeten vergeleken met Struikhei in enkele andere Nederlandse heideterreinen. Ook vergeleken met internationale studies, was het N-gehalte gemeten in de Struikhei op de Brunssummerheide laag. Dit komt overeen met de bodemchemische gegevens, waar in de Brunssummerheide ook opvallend lage stikstofgehaltes werden gemeten.
- Het P-gehalte gemeten in de Struikhei verzameld in de Brunssummerheide was laag, zowel vergeleken met andere Nederlandse heideterreinen als vergeleken met internationale literatuur (Rowe *et al.*, 2008 en Jones en Power, 2012).
- Wat N/P ratio betreft betekent dit dat de ratio's gemeten in de Brunssummerheide niet opvallend afwijken van veel andere terreinen in Nederland, maar zeker niet hoog was vergeleken met gegevens uit Strabrecht en het Dwingelderveld (Vogels *et al.*, 2011). Hierbij moet wel rekening gehouden worden dat het om gemiddeldes gaat.
- Ruimtelijk gezien werd er een patroon gevonden van relatief lage N/P ratio's in het zuiden van de Brunssummerheide, en een strook met wat hogere N/P ratio's in het oosten van de Brunssummerheide.
- Ook de N/P ratio's in de Struikhei zijn gunstig, met een mediane ratio van 15 mg/g drooggewicht. Op basis van deze gegevens wordt niet verwacht dat de chemie van de vegetatie een knelpunt vormt voor de fauna in de Brunssummerheide.
- Uit de gegevens van de verzamelde mossen en Struikhei blijkt tevens dat er sprake is van een relatief lage stikstofdepositie in het terrein.

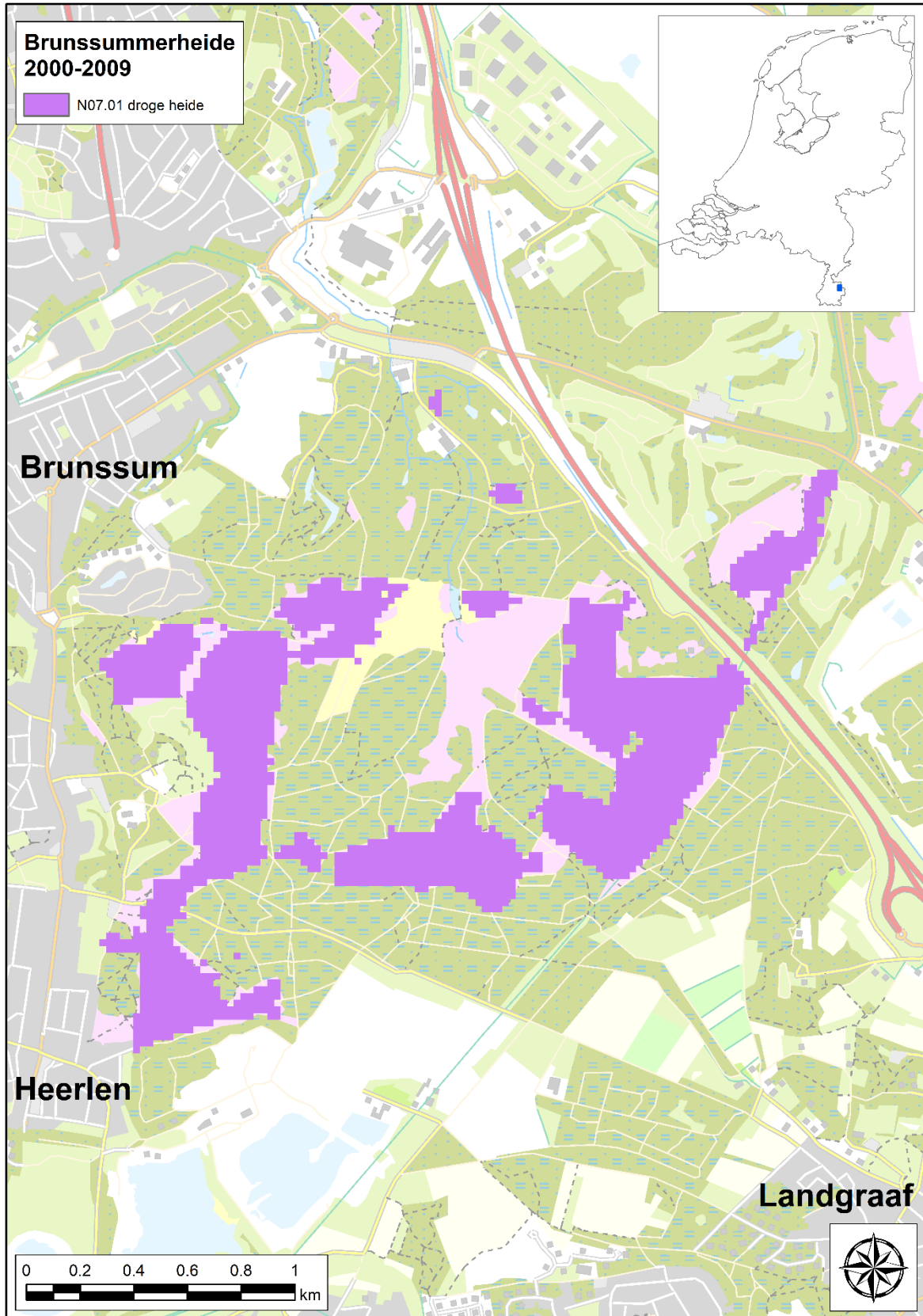
6 Veranderingen in de tijd, bodem(chemie) en vegetatiesamenstelling

6.1 Vergelijking op basis van kaarten

Op basis van vegetatieopnamen uit de Nationale vegetatie databank (NVD, Hennekens *et al.*, 2016) en indicatorwaarden (Wamelink *et al.*, 2005, 2019) zijn er kaarten geschat voor Nederland voor bodem pH, calciumgehalte, totaal stikstof en fosforgehalte en grondwaterstand voor drie perioden, 1960-1969, 1980-1989 en 2000-2009. Voor elke vegetatieopname uit die perioden is op basis van de samenstellende soorten de abiotiek, bijvoorbeeld de gemiddeld pH berekend als gemiddelde van de indicatiewaarden (Wamelink *et al.*, 2005) aanwezige soorten. Deze methode zit standaard in Turboveg (ww-getallen) en gaat geheel analoog aan het gebruik van Ellenbergwaarden. Dit geeft een combinatie van vegetatieopnamen en bijvoorbeeld een geschatte pH. Met behulp van geostatistische technieken (deels vergelijkbaar met 'Kriging') zijn de berekende pH-waarden (en de andere abiotische parameters) gebruikt om vlakdekkende kaarten te schatten voor alle natuurgebieden in Nederland, inclusief de Brunssummerheide. Naast de pH is ook gebruik gemaakt van veldmetingen, de grondwatertrap, het bodemtype en het vegetatietype (beheertype zoals op de kaart voor de SNL) als hulpvariabelen. Dit geeft een geschatte pH kaart die mede gebaseerd is op het aanwezige bodemtype, grondwatertrap en vegetatietype (zie verder Wamelink *et al.*, 2019). Naast de pH kaart wordt ook de onzekerheid in de pH gegeven.

Voor de Brunssummerheide is een uitsnede gemaakt van deze Nationale kaarten (voor het Natura 2000 gebied) en is het verschil tussen de perioden berekend en weergegeven op kaart.

Tot slot zijn de gegevens van de geschatte kaarten vergeleken met de randvoorwaarden zoals die zijn opgesteld voor de beheertypen. De ligging van de beheertypen is van de beheertypenkaart overgenomen (versie 2017). In dit hoofdstuk wordt steeds een overzicht gegeven voor het hele gebied en daarna in meer detail voor de droge heide (Figuur 6.1, N07.01) zoals die op de beheertypenkaart voorkomt, de gegevens worden niet geïnterpreteerd voor alle in de Brunssummerheide voorkomende habitattypen.



Figuur 6.1. Droge heide (N07.01) in donkerpaars op de habitattypenkaart voor de Brunssummerheide (Provincie Limburg, 2019).

6.2 Resultaten

Kaarten

Hieronder wordt per abiotische randvoorwaarde de verschillen in de tijd besproken.

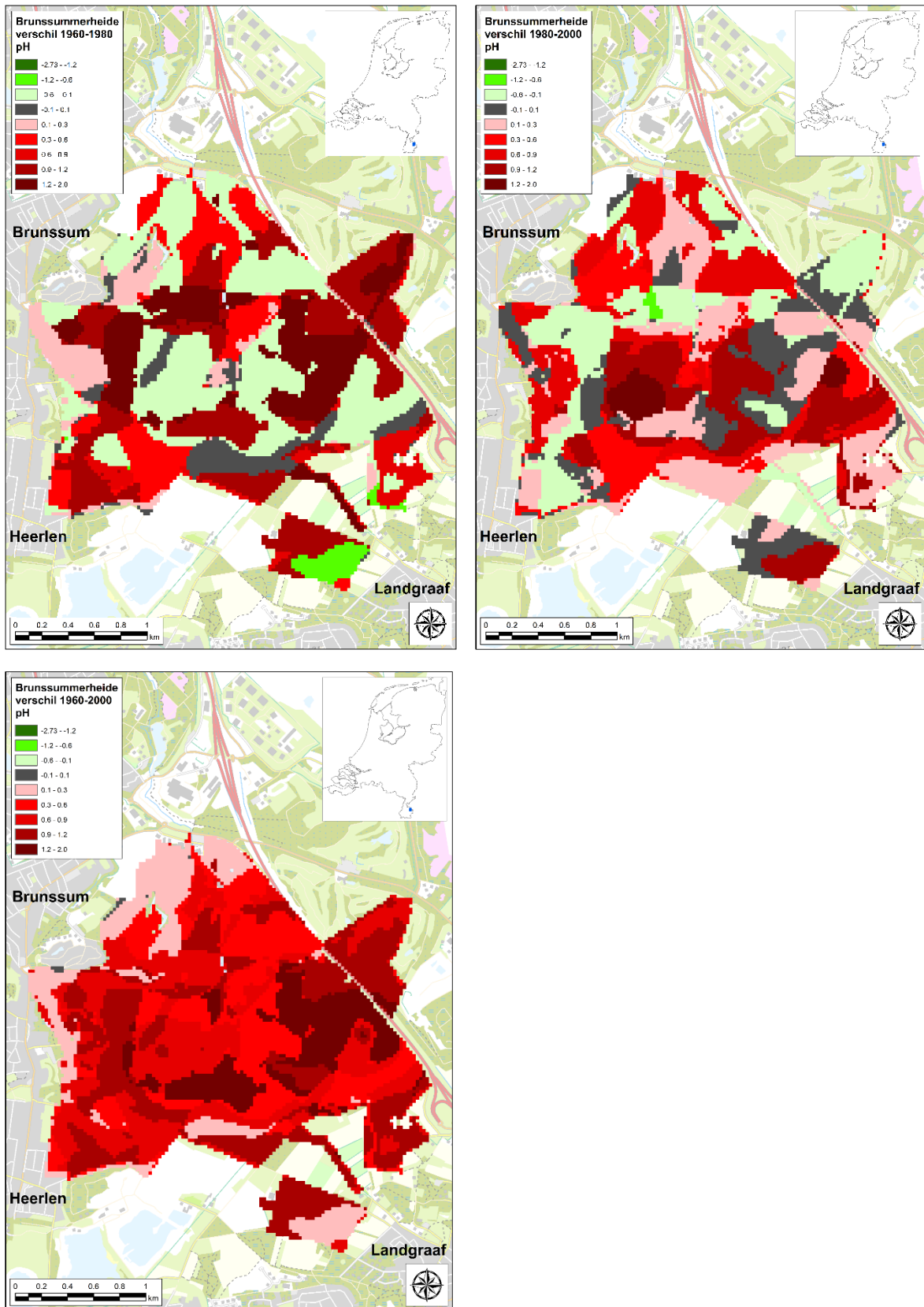
6.2.1 pH

Voor het hele gebied van de Brunssummerheide daalt de bodem pH over de periode 1960-1969 en 2000-2009 (Figuur 6.2 en 6.3). De daling is het grootst in de kern van het gebied en bedraagt daar meer dan een pH unit. Er zijn geen gebieden waar de pH in de periode 2000-2009 hoger ligt dan in de periode 1960-1969. Dit geeft aan dat de verzuring, net als op de zandgronden in de rest van Nederland, een groot effect heeft gehad zoals dat geïndiceerd wordt door plantensoorten. Voor de verschillen van de tussenliggende perioden (1960-1969 en 1980-1989 en 1980-1989 en 200-2009) zijn er wel plekken die een meestal kleine vorm van herstel vertonen met iets hogere pH-waarden. Voor de laatste periode zijn de verschillen en de oppervlakten relatief bescheiden, maar het geeft wel aan dat herstel, in kleine stapjes mogelijk lijkt.

Droge Heide

Voor droge heide is de pH over de periode 60-69 - 80-89 over het gehele oppervlak gedaald, meestal met meer dan 1 pH eenheid (Figuur 6.3 linksboven). Die scherpe daling, welke overeenkomt met de verzuringsproblematiek van voor de jaren '80 door zwaveldepositie, zet zich niet door in de periode 80-89 - 2000-2009 (Figuur 6.3 rechtsboven). Voor een aantal gebieden treedt een licht herstel op, voor een deel van de gebieden verandert er niet veel en in een deel zet de verzuring door (aan de oostkant), zij het minder sterk. Voor de hele periode is de daling groot, gemiddeld een pH eenheid (Figuur 6.3 linksbeneden). Omdat de kaarten deels zijn gebaseerd op vegetatieopnamen zal dit ook zichtbaar zijn in de soortensamenstelling.

Op basis van de pH kaarten kan geconcludeerd worden er een grote daling in bodem pH heeft plaats gevonden sinds de jaren '60 van de vorige eeuw en dat herstel nauwelijks is opgetreden. Deze daling heeft zijn weerslag gehad op het voorkomen van plantensoorten, waarop de resultaten mede zijn gebaseerd.



Figuur 6.2. Verschil in bodem pH(water) over de periode 1960-1969 1980-1989 (linksboven), over de periode 1980-1989 2000-2009 (rechtsboven) en de periode 1960-1969 2000-2009 (linksonder). Positieve waarden (in rood) geven een daling van de pH in de tijd weer.

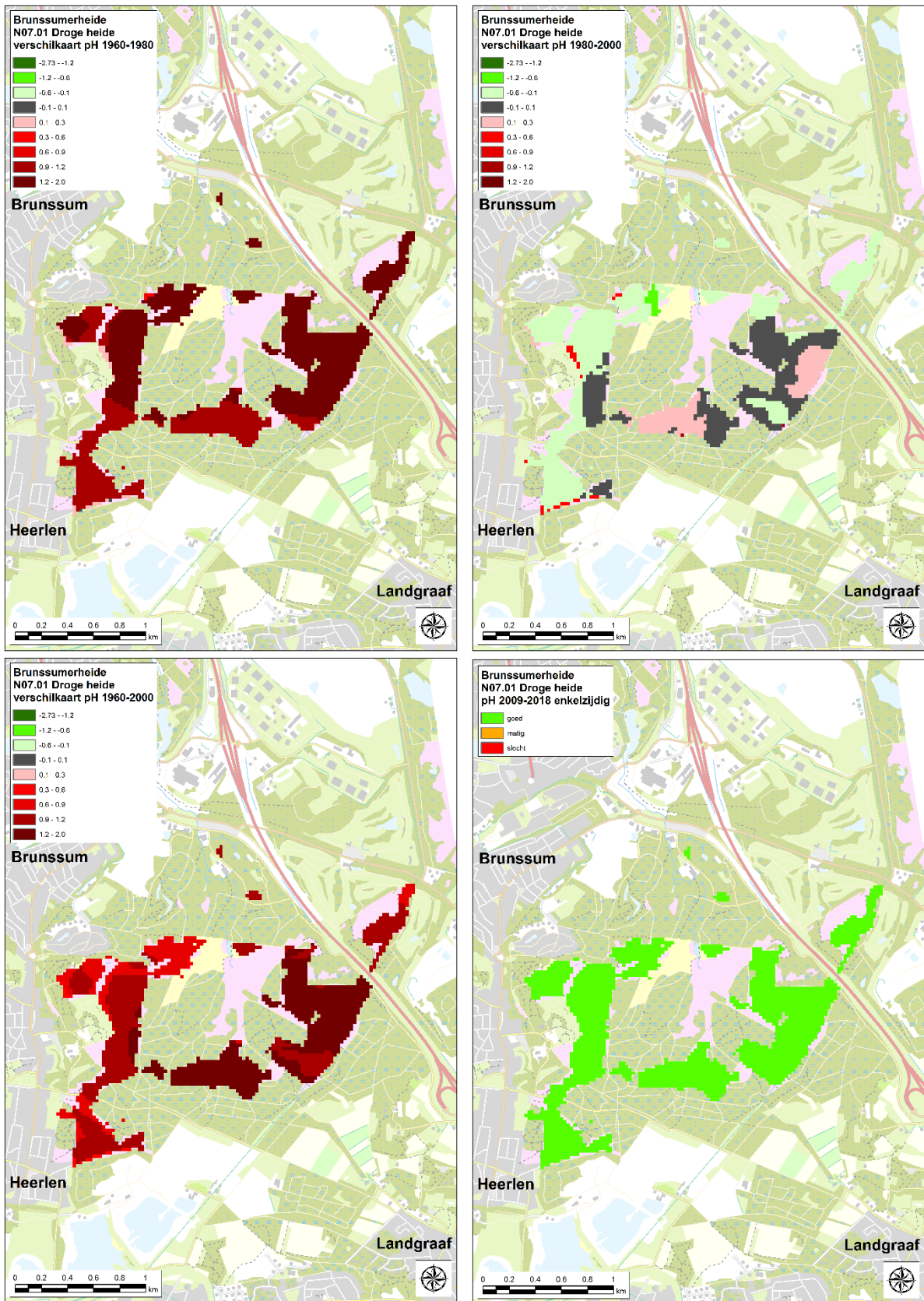


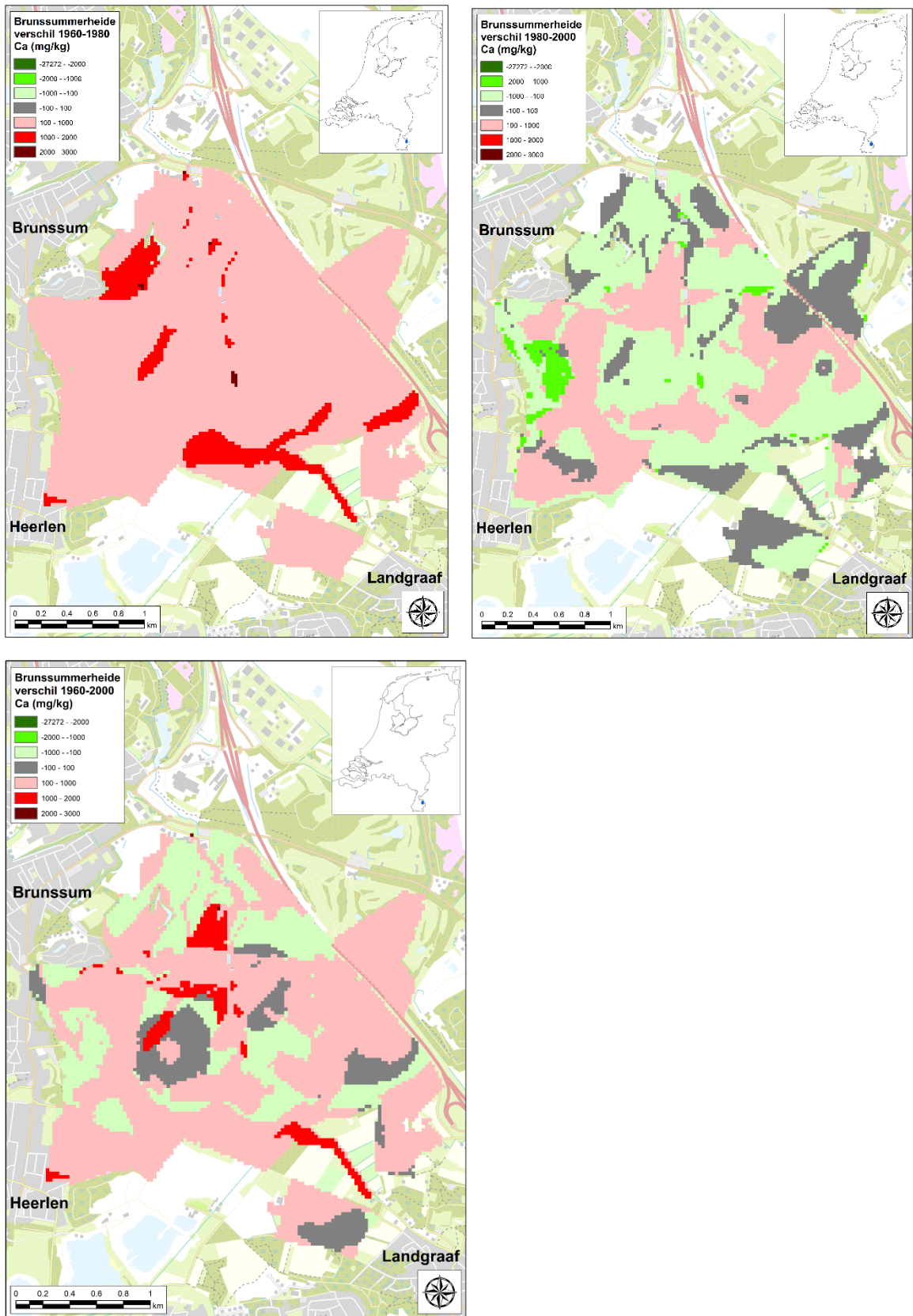
Fig. 6.3. Verandering van bodem pH voor de periode 60-69 - 80-89 (linksboven), 80-89 - 2000-2009 (rechtsboven) en 160-1969 - 2000-2009 (linksbeneden). Positieve waarden in een roodtint geven een daling van pH weer. De figuur rechtsbeneden geeft de overschrijding van de onderwaarde voor pH voor het beheertype Droge Heide.

6.2.2 Calcium

De veranderingen in de tijd voor het calciumgehalte zijn minder sterk dan voor de bodem pH en ook deels anders (Figuur 6.4). In de eerste periode daalt het calciumgehalte voor het hele gebied, voor het grootste deel van het gebied is dit beperkt tot 100 mg/kg, maar ook grotere dalingen komen voor. In de tweede periode is een herstel zichtbaar in veel gebieden met een stijging van het calciumgehalte. Er zijn ook een beperkt aantal gebieden waar de daling in calciumgehalte doorzet. Over de hele periode van 1960-1969 tot 2000-2009 overheerst de daling in calciumgehalte van de bodem, maar er zijn ook gebieden waar een lichte stijging zichtbaar is, geïndiceerd door de aanwezige plantensoorten. Absoluut gezien zijn er gebieden waar het calciumgehalte heel laag is in de laatste periode, met waarden lager dan 100 mg/kg.

Droge heide

In tegenstelling tot de hele Brunssummerheide, geeft het calciumgehalte voor de droge heide een eenduidig beeld (Figuur 6.5). In alle perioden daalt het calciumgehalte, op een paar kleine gebieden ten westen van de snelweg en het gebied ten Oosten van snelweg in de meest recente periode na, waar het gehalte ongeveer gelijk blijft. De totale daling absoluut gezien, is redelijk groot (tussen de 100 en 1000 mg/kg), maar kleiner dan bijvoorbeeld op de Veluwe. De daling is in lijn met de pH van de droge heide, die ook overal daalt. In het droge heidegebied komen extreem lage calciumgehaltenes voor van beneden 100 mg/kg. Voor bijvoorbeeld stekelbrem ligt de grens voor goed boven de 300 mg/kg en voor Muizenoor (*Hieracium pilosella*) op bijna 1400 mg/kg. Die (en andere) soorten kunnen dus niet meer voorkomen in deze heiden met zo'n laag calciumgehalte.



Figuur 6.4. Verschil in calciumgehalte in de bodem over de periode 1960-1969 1980-1989 (linksboven), 1980-1989 - 2000-2009 (rechtsboven) en 1960-1969 - 2000-2009. Positieve waarden (in rood) geven een daling van het calciumgehalte in de tijd weer.

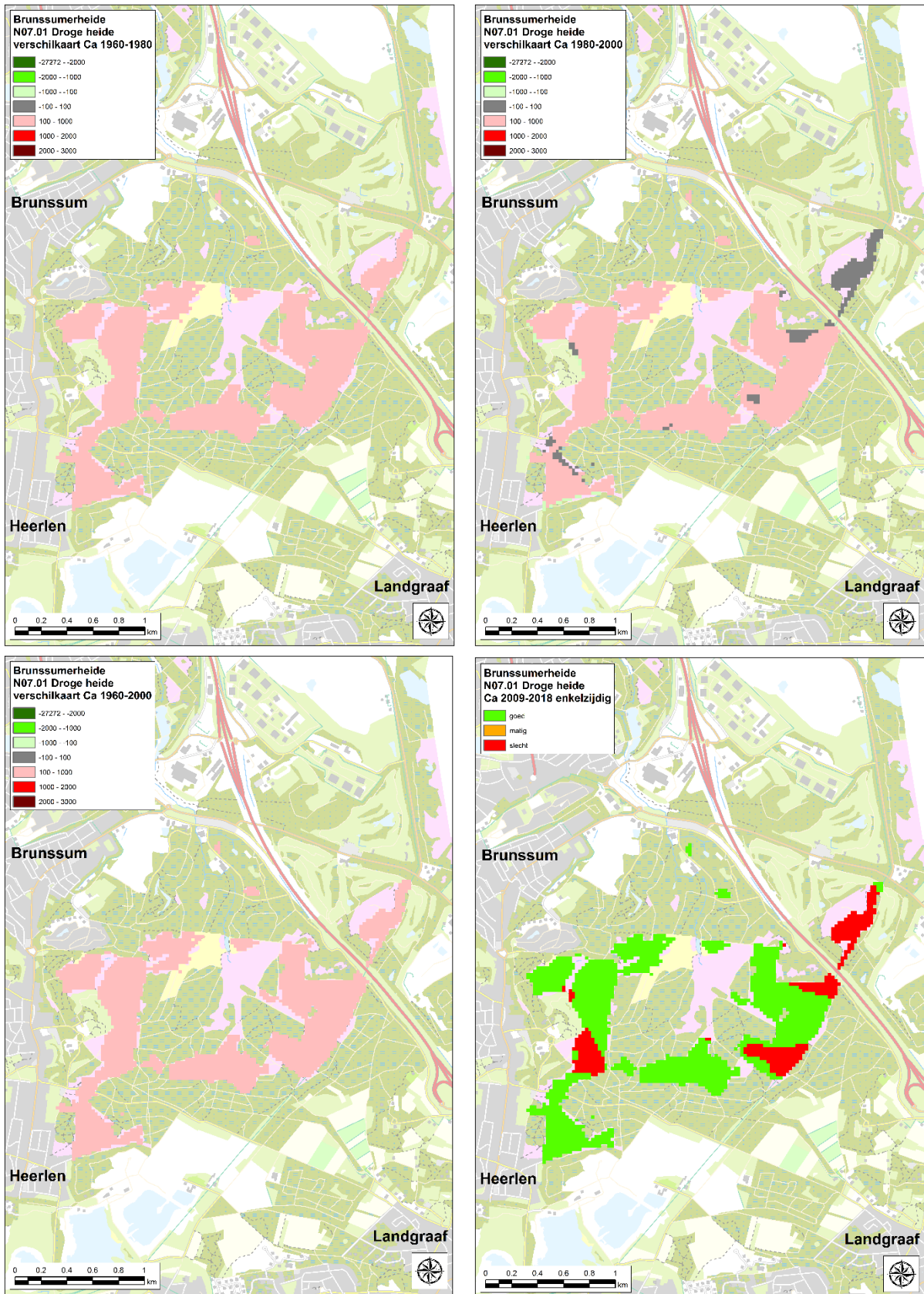


Fig. 6.5. Verandering van calciumgehalte in de bodem (mg/kg) voor de periode 60-69 - 80-89 (linksboven), 80-89 - 2000-2009 (rechtsboven) en 160-1969 - 2000-2009 (linksbeneden). Positieve waarden in een roodtint geven een daling van pH weer. De figuur rechtsbeneden geeft de overschrijding van de onderwaarde voor calciumgehalte voor het beheertype Droge Heide.

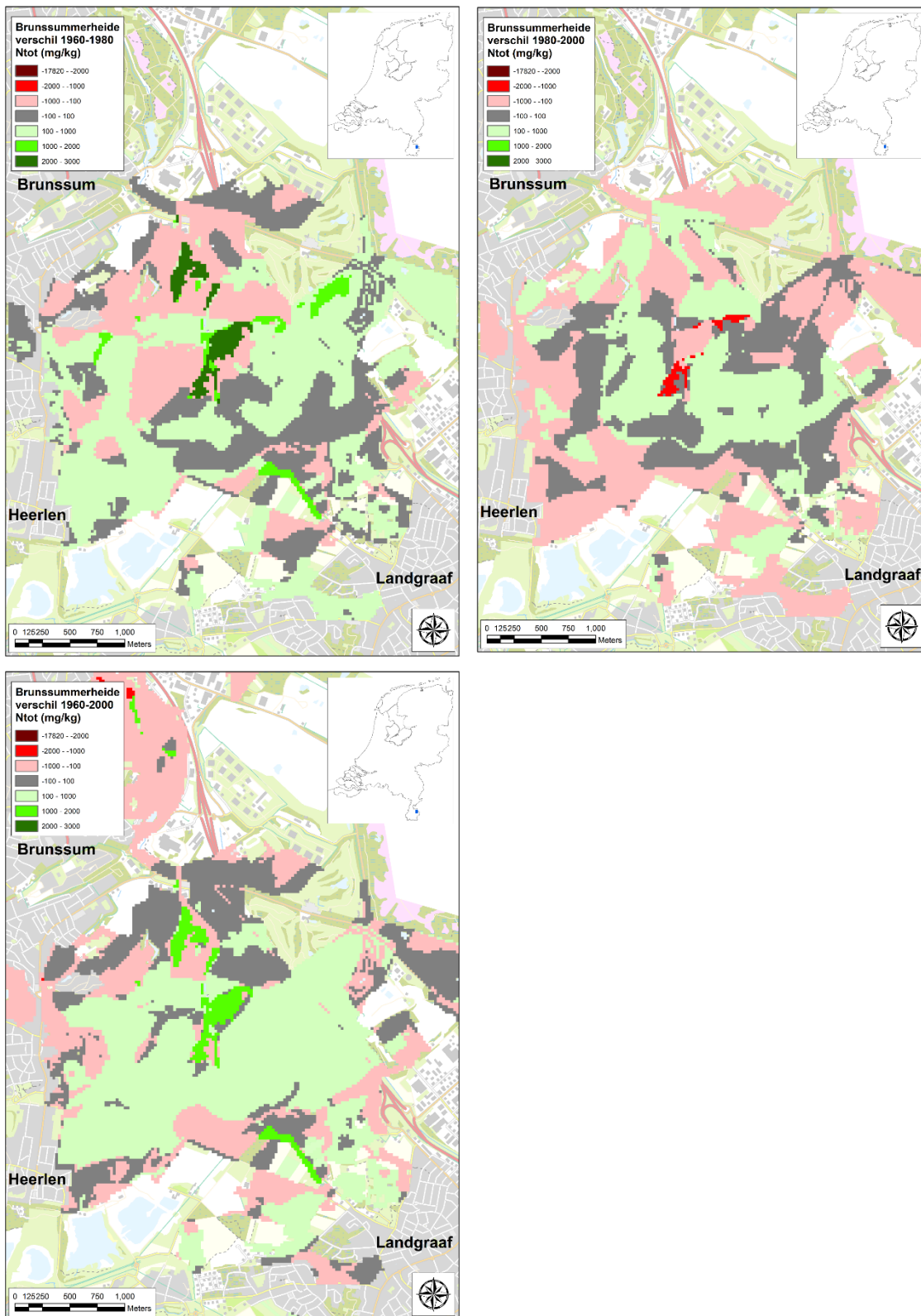
6.2.3 Totaal stikstofgehalte in de bodem

Het totale stikstofgehalte in de bodem op basis van de vegetatie laat een gevarieerd beeld zien. In de tijd zijn er gebieden waar de stikstofvoorraad toe neemt en waar die af neemt. Dit verschil is ook zichtbaar tussen de verschillende periode, een daling kan worden gevolgd door een stijging in de volgende periode en omgekeerd. Al met al lijkt er netto niet heel veel te veranderen in het gebied (Figuur 6.6). Aan de randen is er een toename in stikstofvoorraad, in het centrum een daling. De stikstofvoorraad kan variëren als gevolg van successie, beheer (plaggen) en stikstofdepositie. Het effect van depositie zal aan de randen wat groter zijn dan in het centrum van het gebied. Dat lijkt ook voor de Brunsummerheide het geval te zijn. De totale stikstofvoorraad is van belang omdat hier een potentiële tijdbom kan zitten. Op termijn, bij bijvoorbeeld vernatting of klimaatverandering zou een deel vrij kunnen komen en direct voor eutrofiëring zorgen. Dit kan ook gebeuren bij het kappen van bos. De toename van stikstofvoorraad in de bodem is in de periode 1980-1989 2000-2010 groter, wat kan duiden op een (ongewenste) trend. Als deze zich doorzet kan dat op termijn voor problemen gaan zorgen.

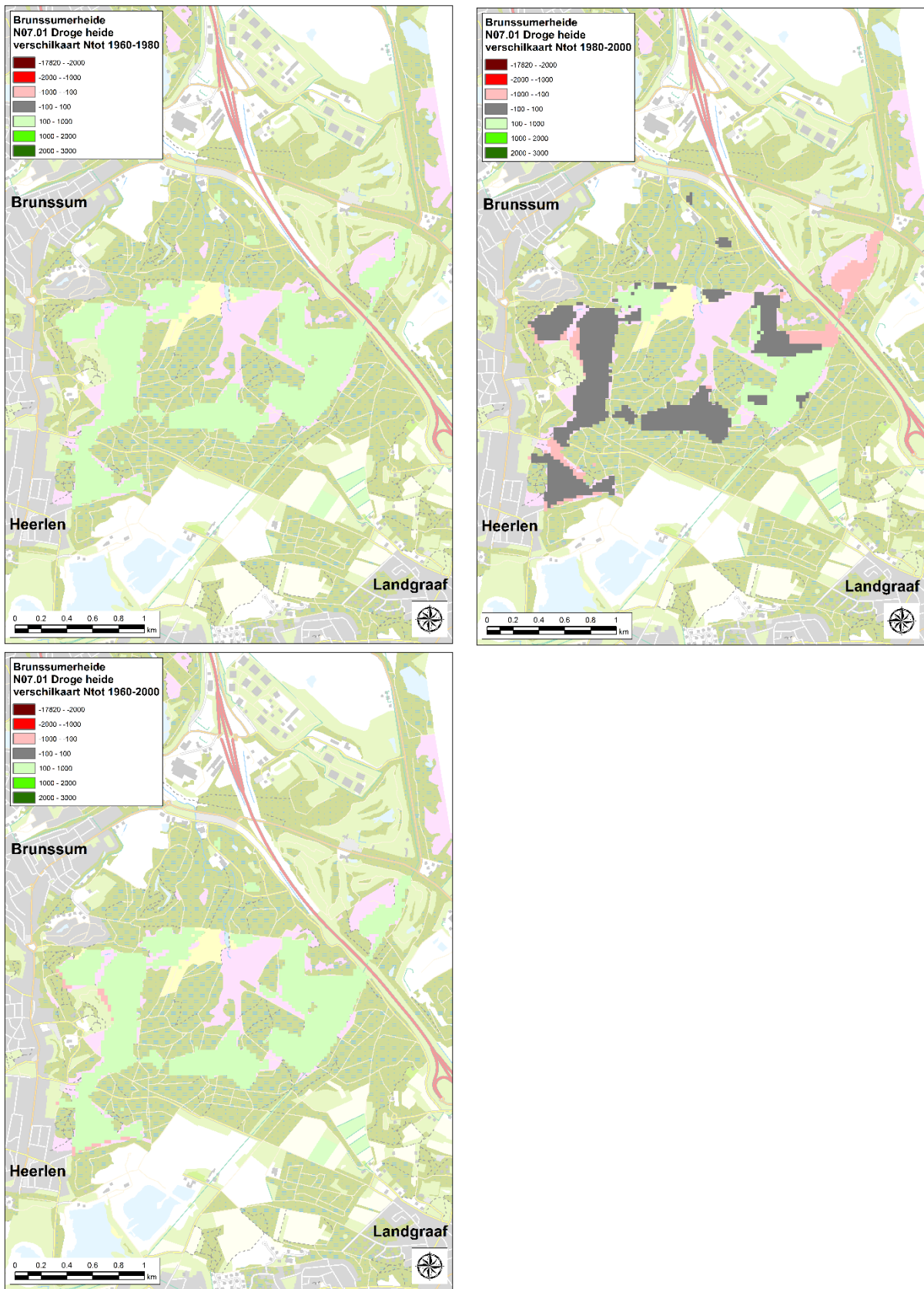
Droge heide

Het algemene beeld voor de droge heide is hetzelfde als voor het gehele gebied. Er zijn gebieden waar het stikstofgehalte daalt en gebieden waar het stijgt. Daarnaast kan op dezelfde plek er in de ene periode een daling zijn en in de andere een stijging. Over het geheel genomen zijn de verschillen gering, maar niet afwezig. Beheer op de heide (plaggen, begrazen) kan invloed hebben op het stikstofgehalte. Over de hele periode lijkt het totale stikstofgehalte iets te dalen, maar er zijn ook gebieden waar het dus licht toeneemt. Het is wel van belang om het stikstofgehalte in de gaten te houden, in de laatste periode vindt er meer stijging dan daling van het stikstofgehalte plaats. Vanwege de geringe verschillen is er geen kaartje gemaakt ter vergelijking met de randvoorwaarden van droge heide voor het totale stikstofgehalte.

Gerelateerd aan het stikstofgehalte in de bodem is de stikstofdepositie. Deze heeft vooral invloed op de beschikbare hoeveelheid stikstof in de bodem (als ammonium en nitraat) en veel minder op het totale stikstofgehalte in de bodem (inclusief organisch materiaal in de bodem). De gemiddelde N-depositie in de Brunsummerheide in de periode 2014-2015 was rond de 17 Kg N/ha/jaar, en varieerde in de droge heide (H4030) tussen de 14 en 20 kg N/ha/jaar (PAS gebiedsrapportage 2017). De Kritische Depositiewaarde (KDW) voor Droge heide (H4030) is 15 kg N/ha jaar (van Dobben et al., 2012), dit betekent dat de N-depositie rond of net boven de KDW lag. Wel zijn sinds 2018 de ammoniakconcentraties, en daarmee ook de droge depositie ca. 10-15% hoger dan in de jaren daarvoor (Meetnet ammoniak in de natuur). Dit betekent dat, hoewel de overschrijding van de KDW relatief gering is, deze wel lijkt toe te nemen en een verdere N-vermesting van het gebied en ook verdere verzuring en daarmee ook een verdere daling van het calciumgehalte te verwachten is.



Figuur 6.6. Verschil in totaal stikstofgehalte in de bodem over de periode 1960-1969 - 1980-1989 (linksboven), 1980-1989 - 2000-2010 (rechtsboven) en 1960-1969 - 2000-2010 (linksbeneden). Positieve waarden (in groen) geven een daling van het stikstofgehalte in de tijd weer.



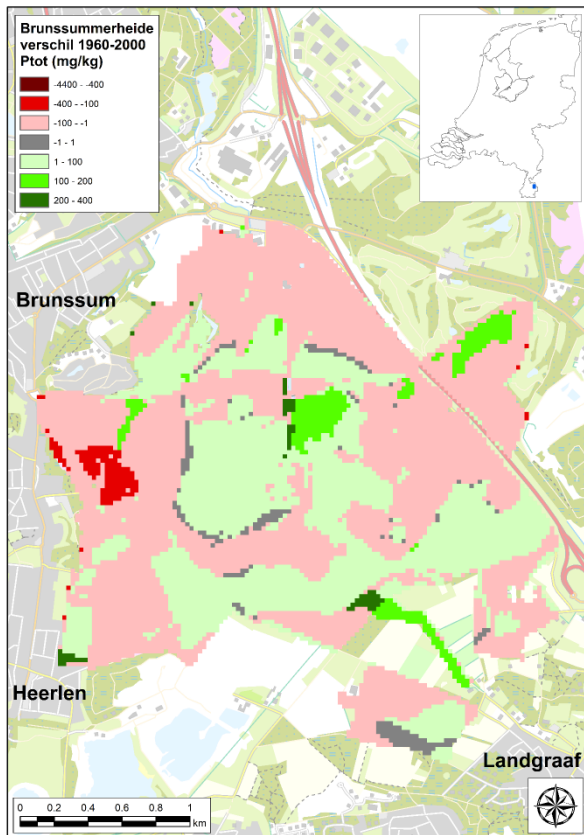
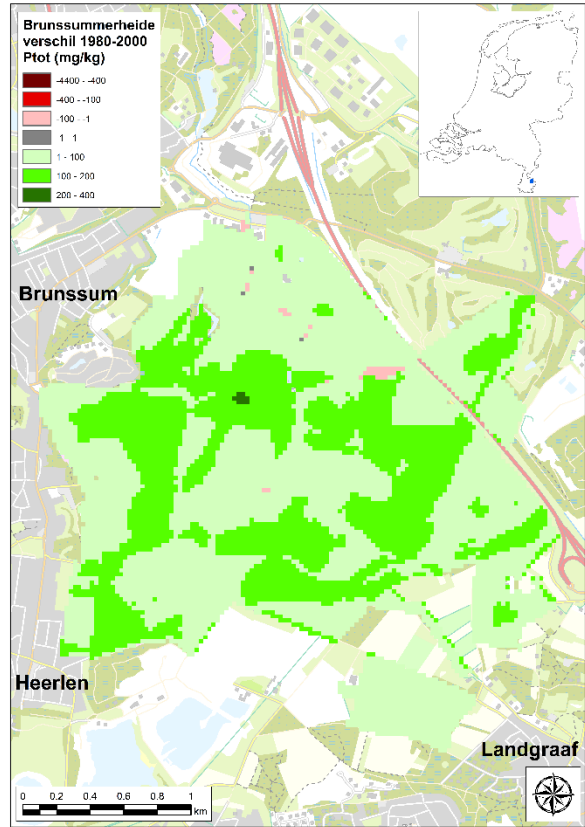
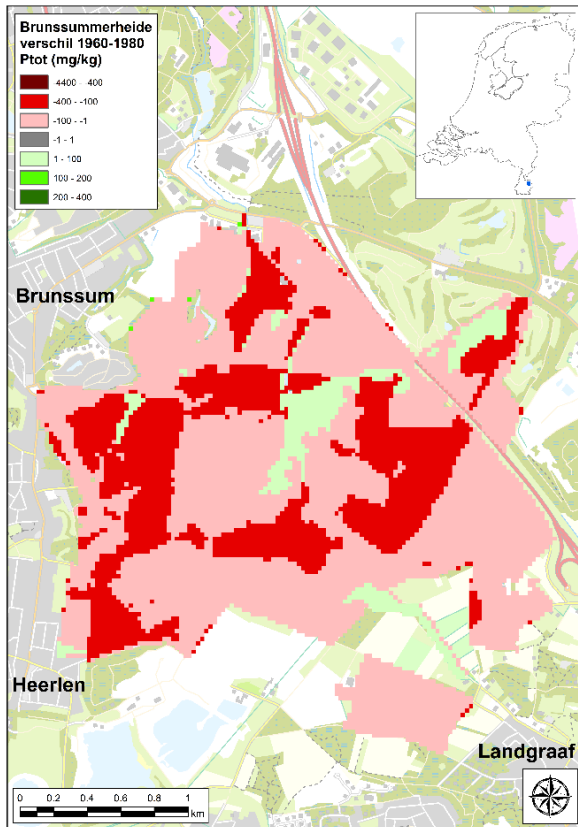
Figuur 6.7. Verandering van het totale stikstofgehalte (Ntot) in de bodem (mg/kg) voor de periode 60-69 - 80-89 (linksboven), 80-89 - 2000-2009 (rechtsboven) en 160-1969 - 2000-2009 (linksbeneden). Positieve waarden in een groentint geven een daling van Ntot weer.

6.2.4 Totaal fosforgehalte in de bodem

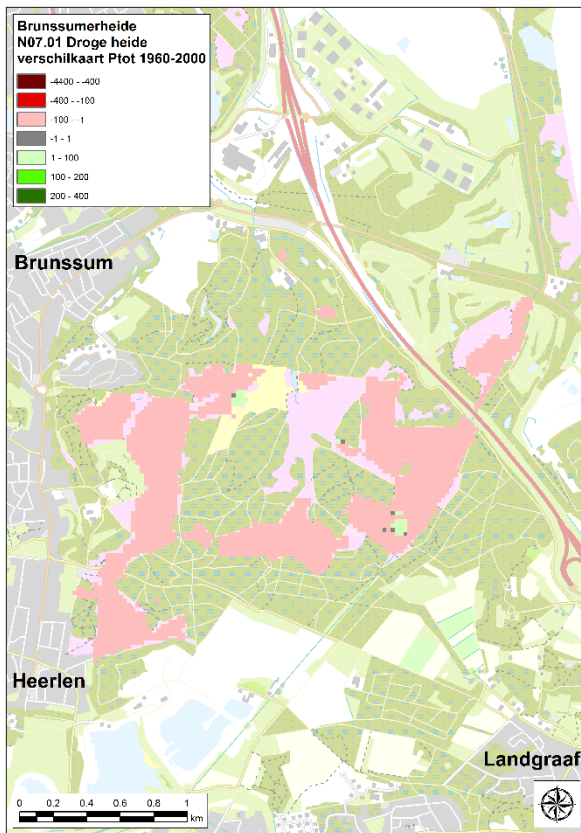
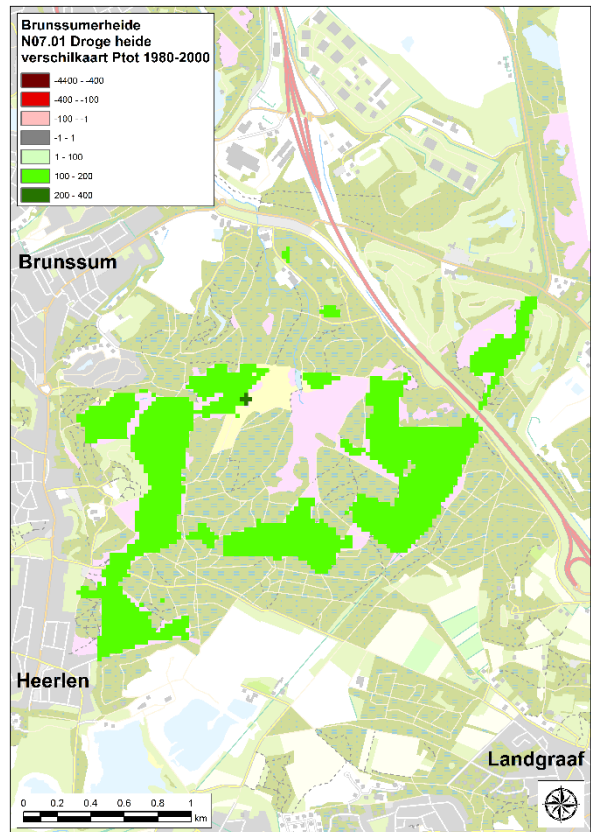
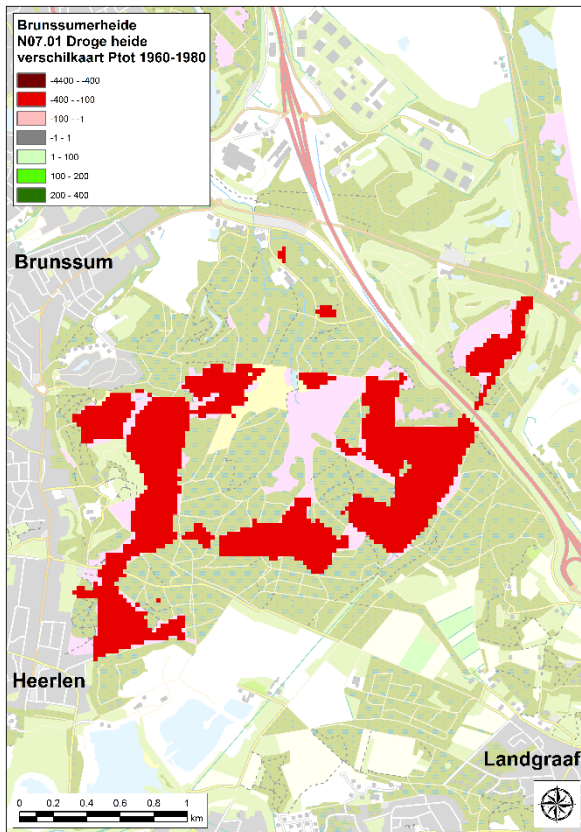
Het totale fosforgehalte in de bodem op basis van de vegetatie geeft een wat vreemd effect te zien (Figuur 6.8). Het gehalte neemt toe in de eerste periode van 1960-1969 1980-1989 en daarna weer af in de periode 1980-1989 2000-2010. Over de hele periode is er deels een daling en deels een stijging te zien. Voor een klein deel overlapt de trend met die van het stikstofgehalte, maar voor veel gebieden ook niet, er is niet een duidelijk correlatie. Ook de P voorraad in de bodem kan worden beïnvloed door beheer, afvoer door plaggen en maaien.

Droge Heide

Het fosforgehalte in de droge heide laat vooral in de eerste periode een stijging zien op basis van de aanwezige plantensoorten (Figuur 6.9). In de tweede periode is er sprake van een licht daling. Over de hele periode overheerst echter een stijging in totaal fosforgehalte in de bodem. De verandering is echter gering. Gezien de veranderingen is het onwaarschijnlijk dat de soortensamenstelling wezenlijk zou worden beïnvloed door veranderingen in totaal fosforgehalte in de bodem over de periode 1960-2009. Net als voor totaal stikstof is er geen ruimtelijke vergelijking gemaakt met de randvoorwaarde voor totaal fosforgehalte omdat de verschillen zo gering zijn.



Figuur 6.8. Verschil in totaal fosforgehalte in de bodem over de periode 1960-1969 1980-1989 (linksboven), 1980-1989 - 2000-2010 (rechtsboven) en 1960-1969 - 2000-2010 (linksbeneden). Positieve waarden (in groen) geven een daling van het fosforgehalte in de tijd weer.



Figuur 6.9. Verschil in totaal fosforgehalte in de bodem voor droge heide over de periode 1960-1969 - 1980-1989 (linksboven), 1980-1989 - 2000-2010 (rechtsboven) en 1960-1969 - 2000-2010 (linksbeneden). Positieve waarden (in groen) geven een daling van het fosforgehalte in de tijd weer.

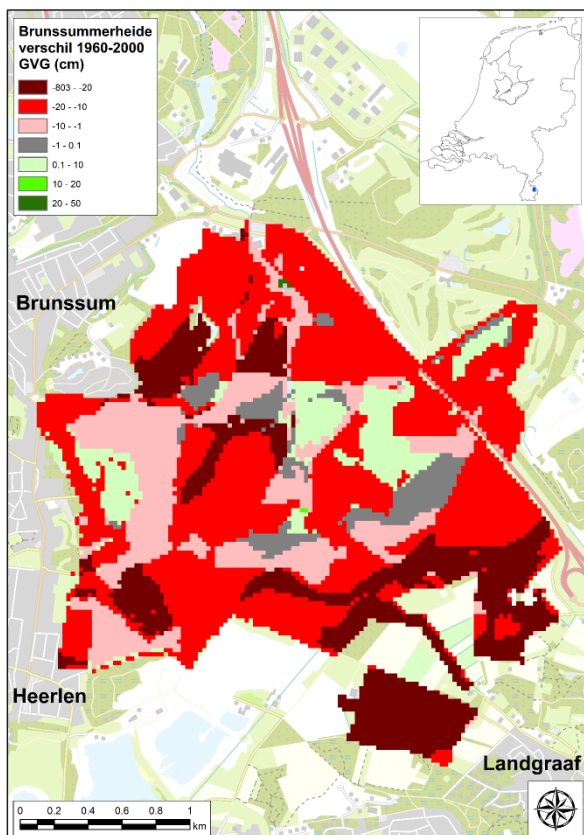
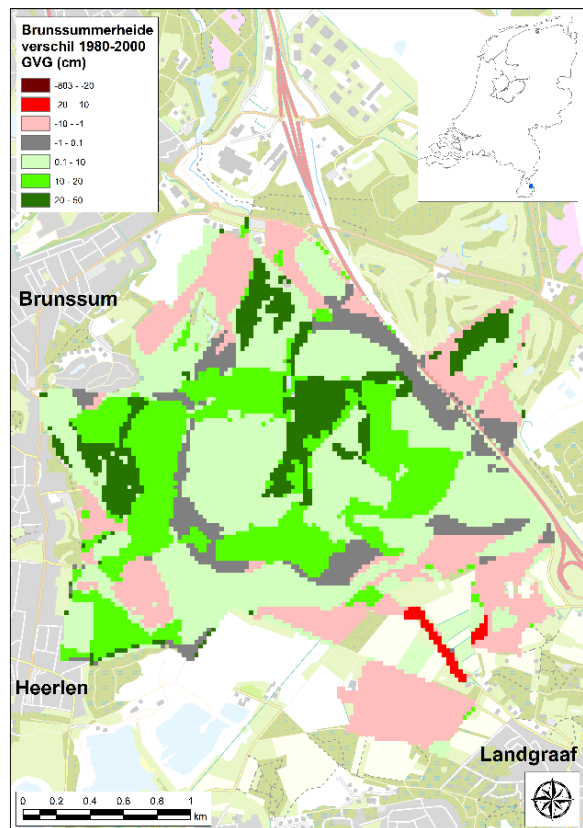
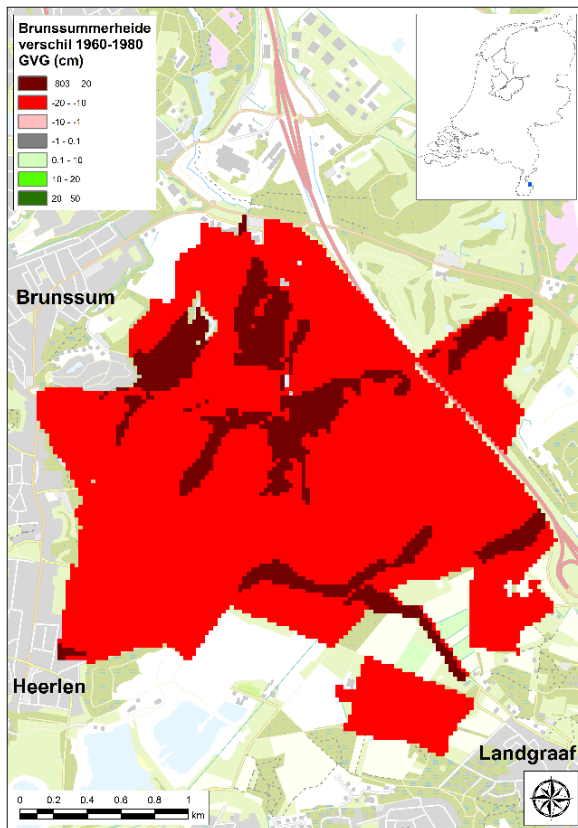
6.2.5 Gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand

De gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (gvg) op basis van de vegetatie geeft net als het totale fosforgehalte een wat vreemd beeld (Figuur 6.10). De daling in de periode 1960-1969 1980-1989 wekt geen verbazing en is in lijn met de verdroging die ook elders in Nederland wordt gevonden als gevolg van drainage voor menselijke activiteiten. De periode tussen 1980-1989 2000-2010 laat een herstel zien voor nagenoeg het hele gebied. Dit komt vooral door de absolute waarden voor de periode 1980-1989 en het is de vraag of die kaart voor dit gebied wel klopt. Hij geeft vrij lage absolute gvg waarden, die ook nog net binnen of net buiten het bereik van gvg ligt waarvoor de gvg nog van belang is voor plantengroei (met waarden tot veelal 80 cm -mv). Het verschil tussen 1960-1969 2000-2010 lijkt plausibelere waarden te geven, met voor de meeste gebieden een daling van de grondwaterstand. Er zijn echter vooral in het centrum ook gebieden te vinden waarin de gvg omhoog is gegaan, wat gunstig is voor de vegetatie.

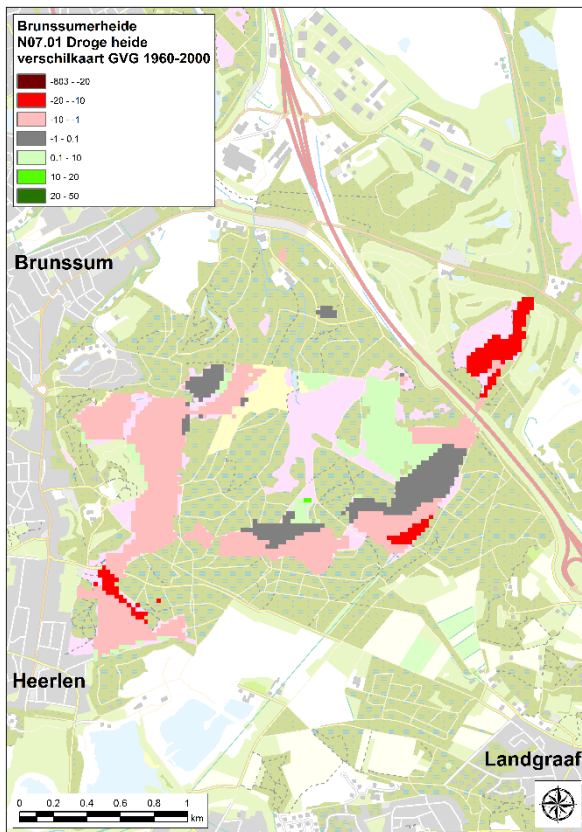
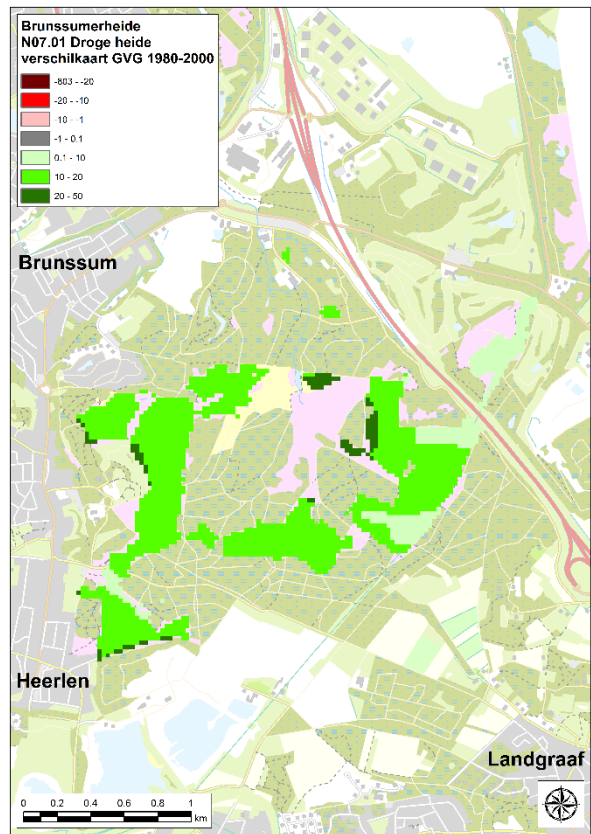
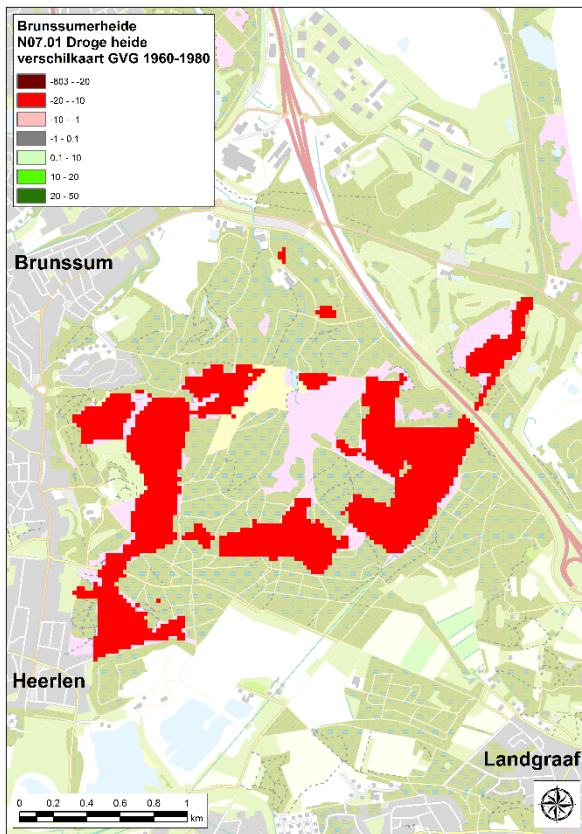
Droge Heide

In droge heide speelt over het algemeen de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand geen rol. Ze komt meestal voor op hangwaterprofielen en dat is op de Brunsummerheide ook het geval. Droge heide is in het groeiseizoen vooral afhankelijk van neerslag, die uiteraard een tekort (zoals de laatste jaren) of een teveel kan laten zien, wat van invloed is op het voorkomen van soorten.

De figuren (Figuur 6.11) laten vooral een verdroging in de eerste periode zien (van 60-69 naar 80-89) en in de tweede periode een vernatting. Over de hele periode zijn de verschillen in de meeste gebieden gering, maar komt vooral een lichte verdroging naar voren.



Figuur 6.10. Verschil in gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (gvv) in de bodem over de periode 1960-1969 - 1980-1989 (linksboven), 1980-1989 - 2000-2010 (rechtsboven) en 1960-1969 - 2000-2010. Positieve waarden (in groen) geven een stijging van de gvg in de tijd weer.



Figuur 6.11. Verschil in gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (gv) in de bodem voor droge heide over de periode 1960-1969 - 1980-1989 (linksboven), 1980-1989 - 2000-2010 (rechtsboven) en 1960-1969 - 2000-2010. Positieve waarden (in groen) geven een stijging van de gv in de tijd weer.

6.3 Veranderingen in de vegetatiesamenstelling

Om mogelijke veranderingen in de tijd in de vegetatiesamenstelling van de droge heide op de Brunsummerheide te achterhalen, zijn vegetatieopnames uit het archief van Natuurmonumenten en de Landelijke Vegetatie Databank verzameld. De vegetatieopnames zijn eerst met *Associa* ingedeeld tot op associatieniveau. Vervolgens zijn opnames die behoorde tot de associatie van Struikhei en Stekelbrem (*Genisto anglicae-Callunetum* (20Aa01) geselecteerd (n=65). Het merendeel van de vegetatieopnames behoorde tot de typische subassociatie, maar voor 2000 werden ook nog andere subassociaties aangetroffen (o.a. de heischrale subassociatie). Na 2000 werden alle opnames ingedeeld in de typische subassociatie en waren ze heel arm aan soorten. Daarna zijn de vegetatieopnames verdeeld over drie tijdsperioden (< 1990, 1990-2000 en >2000) en is de presentie van al of niet verzuringsgevoelige soorten uit de associatie bepaald (Tabel 6.1). Uit deze analyse in de tijd is duidelijk geworden dat voor 1990 in de kenmerkende droge heide op de Brunsummerheide meer frequent kruiden als kruipbrem, stekelbrem en tormentil werden aangetroffen, en ook tandjesgras werd nog in de heide gevonden. Tussen 1990 en 2000 werden de genoemde heidekruiden niet meer aangetroffen, wel was tandjesgras nog beperkt aanwezig in de opnames uit die periode. Na 2000 bleek er alleen nog zeer soortenarme droge heidevegetatie over, zonder genoemde soorten, maar met nog wel pilzegge en wat biggenkruid. Verder werden er in de periode 1990 - 2000 nog 16 opnames gemaakt die tot het droog heischraal grasland konden worden gerekend, na 2000 konden nog maar 3 van de opnames tot dit type worden gerekend.

Tabel 6.1. Presentie (= voorkomen (in %) van de opnames) van verschillende soorten uit droge heide in de beschikbare vegetatieopname uit drie periodens. Indeling van verzuringsgevoelige en indifferente soorten is gemaakt op basis van figuur 2.6 en de GRIP-database van Onderzoekcentrum B-WARE. Dat een soort niet voorkomt in deze tabel, betekent niet dat deze niet in het gebied voorkomt. Deze soort is dan niet aangetroffen in de beschikbare opnames.

Soort	< 1990	1990-2000	>2000	Nl-naam
	N=14	N=39	N=12	
<i>verzuringsgevoelig</i>				
<i>Danthonia decumbens</i>	14	8	-	Tandjesgras
<i>Genista anglica</i>	29	-	-	Stekelbrem
<i>Genista pilosa</i>	36	-	-	Kruipbrem
<i>Hieracium pilosella</i>	-	-	-	Muizenoor
<i>Potentilla erecta</i>	14	-	-	Tormentil
<i>indifferent</i>				
<i>Carex pilufera</i>	14	51	25	Pilzegge
<i>Galium saxatile</i>	-	-	-	Liggend walstro
<i>Hypochaeris radicata</i>	7	5	8	Biggenkruid
<i>Nardus stricta</i>	-	-	-	Borstelgras

6.4 Conclusies

- De pH is met ongeveer 1 eenheid gedaald (soms wel bijna 2 eenheden) en het calciumgehalte daalt met 100 - 1000 mg/kg. Beide dalingen zijn behoorlijk groot, maar wat geringer dan op de Veluwe (wat van nature al een kalkarm gebied is).
- Het absolute calciumgehalte is daardoor echter zo laag geworden dat een aantal soorten daardoor niet meer voor kan komen.
- Het totale fosfor en stikstofgehalte in de bodem vertonen geen grote veranderingen in de droge heide. Gezien het gevoerde beheer, geen grootschalige plagplekken, is dat ook niet heel verwonderlijk. Na 1995 is er weer geweid met een kudde schapen, wat tot wat kleinschalige en geringe veranderingen kan hebben geleid, o.a. te zien in de geringe daling van totaal fosfaatgehalte in de laatste periode (2000-2009).
- Voor 1990 werden in de kenmerkende droge heide op de Brunsummerheide meer frequent kruiden als kruipbrem, stekelbrem en tormentil werden aangetroffen, en ook tandjesgras werd nog in de heide gevonden.
- Tussen 1990 en 2000 werden de genoemde heidekruiden niet meer aangetroffen, wel was tandjesgras nog beperkt aanwezig in de opnames uit die periode.
- Na 2000 bleek er alleen nog zeer soortenarme droge heidevegetatie over, zonder genoemde soorten.
- In de periode 1990 - 2000 werden nog 16 opnames gemaakt die tot het droog heischraal grasland konden worden gerekend, na 2000 konden nog maar 3 van de opnames tot dit type worden gerekend.

7 Synthese

7.1 Synthese resultaten

Met de in de voorgaande hoofdstukken beschreven gegevens zijn de onderzoeksvragen als volgt te beantwoorden:

- Wat is de huidige bodemchemische status van de Brunssummerheide (beschikbaarheid van nutriënten en bodembuffering), en hoe verhoudt deze toestand zich tot andere heideterreinen in Nederland?

De huidige bodemchemische status van de droge heide is matig gunstig. Grootste knelpunt voor een ontwikkeling richting goed-ontwikkelde heidevegetatie (20Aa01b) met kruiden zijn een te lage bodem-pH en een te lage basenverzadiging. De ammoniumconcentratie en Al/Ca-ratio vormen echter vrijwel nergens knelpunt, een situatie die tegenwoordig helaas zeldzaam is in de Nederlandse heideterreinen.

- Zijn er ruimtelijke patronen zichtbaar in de mogelijk negatieve effecten van N-depositie in de Brunssummerheide? Hierbij wordt gekeken naar verschillen in Noord-Zuid en Oost-West, maar ook naar verschillen tussen bos- en heidelocaties.

Er zijn geen ruimtelijke patronen zichtbaar. Wel werd er op de locaties onder bos een flink lagere bodem-pH gemeten en een lagere basenverzadiging. Deze verschillen bleven zichtbaar in de diepere bodemlagen. Aangezien deze bossen zijn aangeplant op oude heidebodems, en de uitgangssituatie gelijk was, betekent dit dat de bossen meer verzurende depositie hebben ingevangen dan de heide (zowel naaldbos als heide produceren verzurend strooisel).

- In hoeverre verschilt de huidige bodemchemische status van de bodem met de situatie in het verleden? Wat zou de mogelijke bodemchemische doelsituatie kunnen zijn, indien wordt gekozen voor herstelmaatregelen?

*Er is een duidelijk verlies van kenmerkende soorten uit het verbond van struikheide en kruipbrem, *Genisto anglicae-Callunetum typicum* (20Aa01b), geconstateerd. Belangrijkste oorzaak van dit verlies is waarschijnlijk versnelde bodemverzuring, in de periode 1960-1980 is de bodem-pH het meest afgenomen (ongeveer 1 pH-eenheid). In de periode 1980-2009 blijft de gereconstrueerde pH vrijwel stabiel. In de periode voor 1990 zijn ook de meeste verzuringsgevoelige plantensoorten uit de heide verdwenen. Deze verzuring is voornamelijk veroorzaakt door de atmosferische depositie van vóór 1980-'90. In die periode waren S-verbindingen verreweg de belangrijkste verzurende component van de atmosferische depositie, zeker in Zuid-Limburg. Overeenkomstig is de verwachting, op basis van het mineralogische- en bodemchemische onderzoek, dat de bodembuffering nauwelijks/niet hersteld is in de periode 1980-2009. Dit kan verklaard worden doordat de N-depositie (ongeveer 1000-1400 mol zuur per ha per jaar) hoger is dan de aanvoer van basische kationen uit de lucht. Opladen van het complex door verwerking van basische kationen-leverende mineralen kan immers niet verwacht worden aangezien deze niet (of in zeer minimale hoeveelheden) aanwezig zijn in de bodem van de Brunssummerheide.*

- In hoeverre is er sprake van een verslechterde plantchemie met het oog op de voedingswaarde voor fauna? Is het toedienen van fosfor nodig?

In de vegetatie (Struikhei) werden in vergelijking met de literatuur en metingen in andere Nederlandse heideterreinen normale N-gehaltes gemeten, maar ook lage P-gehaltes. De N/P-ratio's

gemeten in het plantenmateriaal van Struikhei vormen zeker geen knelpunt voor de fauna. Het toedienen van fosforverbindingen is dan ook niet nodig. Wel werden er opmerkelijk lage kaliumgehalten gemeten in de verzamelde struikhei-monsters. Dit kan wel voor problemen voor de fauna zorgen, zo is bekend uit Nebraska dat de samenstelling van de krekelpopulatie samenhangt met de Na en K beschikbaarheid (Joern et al., 2011), hoewel hier nog veel kennislacunes over bestaan (Vogels et al., 2020, in prep).

Op basis van de gehalten aan N gemeten in de verzamelde mossen, wordt nogmaals bevestigd dat de Brunssummerheide een voor Nederland echt lage N-depositie heeft. Wel werden er relatief lage kaliumgehalten gemeten in het verzamelde materiaal van Struikhei.

- Wat is de mineralogische toestand van de bodem, mag er verwacht worden dat eventuele door N- (en S-)depositie veroorzaakte bodemverzuring door middel van verwerking van kation-leverende mineralen wordt tegen gegaan?

De bodem bevat geen noemenswaardige mineralen met basische kationen meer, en de zeer kleine fractie die nog in de bodem aanwezig is, is in een minerale vorm die vrijwel niet verweert. Vanuit verwerking van mineralen kan dus geen herstel van bodembuffering verwacht worden, alleen vanuit depositie van basische kationen uit de lucht. Zolang de aanvoer van basische kationen vanuit de lucht (veel) lager is dan de zuurlast als gevolg van N-depositie, mag geen natuurlijk herstel verwacht worden. De basische kationen die in de bodem aanwezig zijn, circuleren tussen de vegetatie en dood organisch materiaal. Met name het zeer mobiele kalium is uitgespoeld, en daarmee uit het systeem verdwenen, nadat het losgekomen is van het bodemcomplex of dood plantenmateriaal.

De Brunssummerheide is een echt oude heide en bestaat waarschijnlijk al meer dan 1000 jaar. Voor 1900 was de zuurlast uit de lucht plus interne zuurproductie laag, en vulde de depositie van basische kationen (net wat hoger) heel geleidelijk het complex wat aan. Ook toen werden er nauwelijks bufferstoffen geleverd door verwerking van mineralen, die voor meer dan 99% uit kwarts bestaan.

Bodemherstel door toedienen van op het moedermateriaal gelijkende silicaatmineralen (steenmeel) is geen adequate maatregel voor dit terrein. Het moedermateriaal (zilverzand) is immers "van nature" al extreem arm aan kation-leverende verweerbare mineralen, het systeemeigen herstel in de Brunssummerheide ligt in het opladen van het bodemcomplex middels kalkproducten.

7.2 Knelpunten

Uit bovenstaande analyse blijkt dat een te lage bodem pH (< 3,5) en een te lage basenverzadiging (<30 %) de belangrijkste knelpunten zijn voor de ontwikkeling naar en herstel van een goed-ontwikkelde heidevegetatie met kenmerkende kruiden. Daarnaast werden opvallend lage kaliumgehalten gemeten in de Struikhei, dit kan ook negatieve gevolgen hebben voor zowel de ontwikkeling van de vegetatie als de fauna.

De bodem bevat geen noemenswaardige kation-leverende mineralen in een verweerbare fractie. Dit blijkt ook uit de historische analyse, waaruit naar voren komt dat de bodembuffering de afgelopen 30 jaar niet of nauwelijks is verbeterd. Spontaan herstel mag dan ook op korte termijn bij de huidige verzurende depositie, grotendeels veroorzaakt door N-componenten, niet verwacht worden.

Verder blijkt het grootste deel van de kenmerkende plantensoorten al voor 1990 uit de droge heide te zijn verdwenen. Deze soorten hebben een kortlevende zaadbank, waardoor niet verwacht mag worden dat deze soorten spontaan terugkeren na herstel van de abiotische omstandigheden in de bodem.

8 Herstelmaatregelen

Uit voorgaande hoofdstukken blijkt dat er sprake is van een aantal knelpunten in de Brunssummerheide. In dit hoofdstuk zijn mogelijke herstelmaatregelen beschreven, die passend kunnen zijn voor de Brunssummerheide. Daarbij is ook ingegaan op mogelijke negatieve effecten van deze maatregelen, de mate van (on)zekerheid van de maatregelen en mogelijke gevolgen voor andere delen van het Natura 2000-gebied.

8.1 Plaggen

Een in droge heide in Nederland gebruikte herstelmaatregel is het afvoeren van vegetatie en een deel van de bodem (plaggen). Hoewel deze maatregel nauwelijks is toegepast in de Brunssummerheide, is er vanaf 2016 wel een aantal kleine zones geplagd, gefreesd of gechopperd. In een deel van deze locaties is gemonsterd.

Tijdens de bemonstering in september 2019 bleken enkele locaties geplagd te zijn, die bewust zijn opgenomen in het vooraf opgestelde bemonsteringsplan. Deze studie is echter niet opgezet als analyse van de effecten van plaggen in de Brunssummerheide, maar deze twee meetlocaties geven wel een indruk van de effecten van plaggen in dit terrein. Het betreft de locaties 21 en 34 (foto 8.1, Tabel 8.1). Hierbij viel op dat de bodem op locatie 21 nog vrijwel onbegroeid was, terwijl de geplagde stroken op locatie 34 juist sterk vergrast waren.



Foto 8.1. Geplagde plekken 21 (links) en 34 (rechts), waarbij de met gras begroeide stroken zijn geplagd.

Locatie 21 is in 2018 verschaald door delen te chopperen en delen te plaggen nadat vergrassing optrad als gevolg van een natuurbrand. Locatie 34 is in 2016-2017 geplagd. Op deze geplagde locaties werd, zoals verwacht, een laag percentage organische stof gemeten (2,7 % op locatie 21 en 5,5 % op locatie 34) en een relatief lage CEC (24 en 35 meq/l bodem op respectievelijk locatie 21 en 34).

Het plaggen heeft op locatie 21 geleid tot een toename in de NH₄-concentratie, de zogenaamde ammoniumpiek, die bijna altijd optreedt na plaggen van zure heidebodems (Dorland *et al.*, 2013). De NH₄-concentraties gemeten op locatie 21 was met 488 µmol/l bodem duidelijk veel hoger dan de waarden gemeten in de rest van het onderzoeksgebied. Ook werd op locatie 21 een relatief lage P-beschikbaarheid gemeten met 198 µmol/l bodem en nagenoeg geen beschikbaar calcium en magnesium met respectievelijk 115 en 97 µmol/l bodem. Op deze locatie is na “plaggen” een zure en zeer P-arme situatie ontstaan, met een zeer ongunstige Al/Ca ratio van 6,3. Wel was de basenverzadiging hier wat hoger, mogelijk als gevolg van het beschikbaar komen van basische kationen uit de assen na de brand. Op deze locatie mag zeker niet verwacht worden dat zich spontaan een (kruidenrijke) heidevegetatie zal ontwikkelen. Het kan ook lang duren voordat de vegetatie gesloten is, en het risico bestaat dat er Grijs kronkelsteeltje (*Campylopus introflexus*) of gras zal gaan domineren.

Locatie 33 (niet geplagd naast geplagde locatie 34) was goed gebufferd met een beschikbare Ca-concentratie van 3223 µmol/l en ook een relatief hoge magnesiumbeschikbaarheid van 825 µmol/l bodem. De bodem had een wat hoger organisch stof gehalte (12 %). Mogelijk is deze locatie behandeld met dolomietenkalk, of was deze locatie van nature wat rijker en beter gebufferd. Ook de voor planten beschikbare P-concentratie was hier relatief hoog met 651 µmol/l bodem. Op de naastgelegen plagplek waren de beschikbare Ca- en Mg-concentraties duidelijk lager (1072 µmol Ca/l bodem en 326 µmol Mg/l bodem) en was het organische stof gehalte 5,5%. Er werd geen ammoniumpiek gemeten, de NH₄-concentratie was met 29 µmol/l bodem laag, waarschijnlijk doordat deze locatie al langer geleden is geplagd (de ammoniumpiek verdwijnt na ca. 2 jaar). De voor planten beschikbare P-concentratie was na plaggen verlaagd naar 349 µmol/l bodem. Dit is voor heide echter geen zeer lage waarde. De mangaanbeschikbaarheid was na plaggen zeer sterk afgenomen (van 37 µmol/l bodem op locatie 33 naar 7,4 µmol/l bodem na plaggen op locatie 34). Ook nam de basenverzadiging af van 22% naar slechts 15%. De Al/Ca-ratio lag rond de 1 na plaggen, terwijl die daarvoor nog gunstiger was en rond de 0,3 lag (een Al/Ca ratio hoger dan 2 betekent vaak dat kruiden niet of nauwelijks in de heide kunnen voorkomen, De Graaf *et al.*, 2009, Tabel 2.1). De sterke vergrassing van de plagstroken hangt waarschijnlijk samen met de relatief hoge P-beschikbaarheid gecombineerd met het vrijkomen van stikstof door het plaggen (ammoniumpiek), en de N-depositie is, hoewel voor Nederland laag, nog steeds rond de Kritische depositie waarde. Grassen zoals Pijpenstrootje en Fijn schapengras kunnen onder deze omstandigheden veel sneller groeien dan Struikhei, waardoor de grassen gaan domineren en Struikhei geen kans krijgt.

Samenvattend blijkt uit deze gegevens dat plaggen op de Brunsummerheide niet tot het gewenste effect leidt. Mogelijke maatregelen om deze zones te herstellen zijn de volgende:

Bij grasdominantie: drukbegrazing om de grasfase te doorbreken, gecombineerd met bekalking (2 ton/ha). Op de zones waar nauwelijks vegetatie tot ontwikkeling komt: bekalken (2 ton/ha) en opbrengen van plagsel (voorkeur) of maaisel van goed ontwikkelde NIET vergraste droge heide.

Tabel 8.1. Vergelijking geplagde locatie met nabijgelegen niet-geplagde locatie. Z=beschikbare concentratie of pH-waarde gemeten in het zoutextract). BV=basenverzadiging gemeten in het strontiumextract.

toplaag 0-20 cm	OS	P-Olsen	pHz	NO3z	NH4z	Alz	Caz	Kz	Mgz	BV
	%	µmol/l		µmol/l	µmol/l	µmol/l	µmol/l	µmol/l	µmol/l	%
21 plagzone	2.7	198	3.4	13.9	488.4	730	115	381	97	30
22	18.6	686	3.2	1.4	6.1	2019	623	218	163	15
34 plagzone	5.5	349	3.2	15.1	28.5	1063	1072	296	326	16
33	12.3	651	3.2	12.4	115.9	1002	3224	305	825	22

8.2 Branden en drukbegrazen

In 2017 is een veldproef uitgevoerd op de Strabrechtse heide, naar de effecten van branden en drukbegrazing op het doorbreken van de dominantie van Pijpenstrootje en het afvoeren van stikstof uit het systeem (Vogels *et al.*, 2017). Op basis van deze studie werd geconcludeerd dat de maatregel in ieder geval de negatieve effecten van te hoge N-depositie (vergrassing) op de biodiversiteit effectief kan bestrijden via het volgende mechanisme:

1. het door branden creëren van een ideale uitgangssituatie voor drukbegrazing door maximaliseren van stikstofmineralisatiesnelheid en wegbranden van staand dood plantenmateriaal;
2. verzekeren van hoge graasdruk op hergroeïende vegetatie door hoge voedingskwaliteit (a.g.v. nutriënten uit as en hogere N-mineralisatie) en daardoor optredende depletie van anorganische stikstofbronnen binnen enkele jaren;
3. versterken van de concurrentiekracht van struikheide door uitputting van dit anorganisch stikstof met behoud van organisch vastgelegde stikstofbronnen.

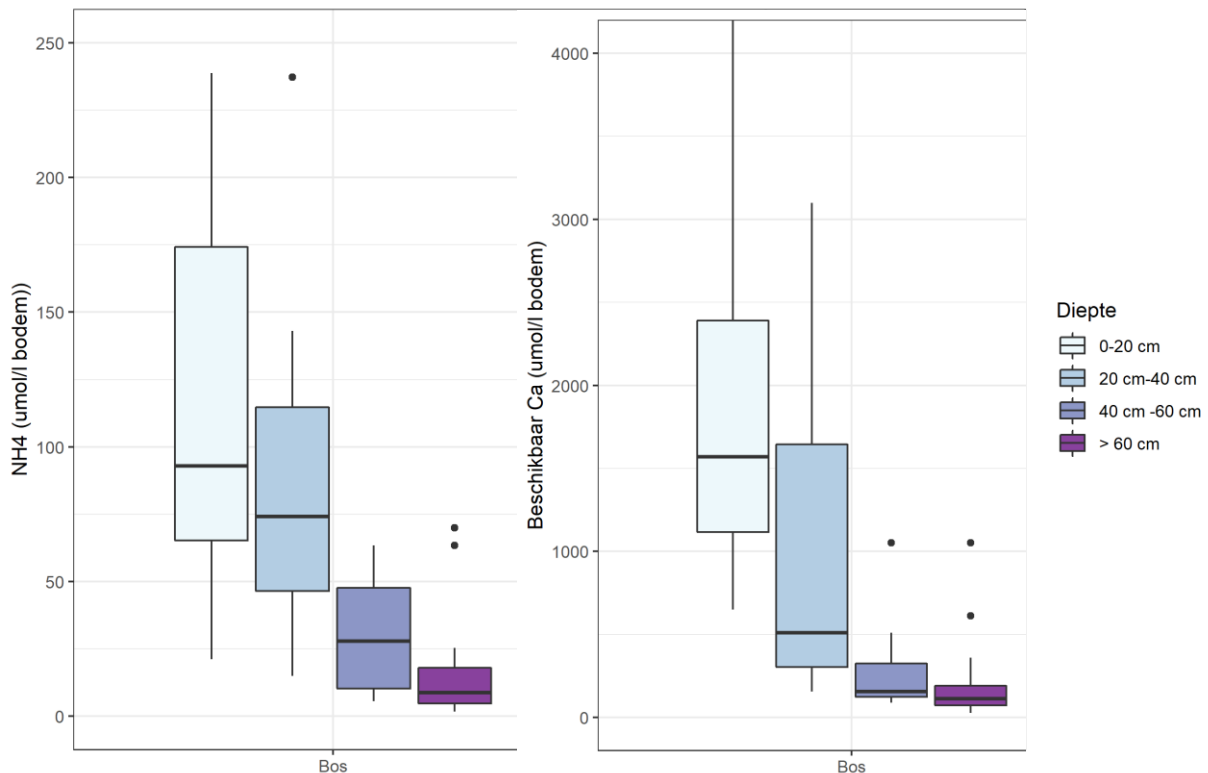
De maatregel kan hierdoor in ieder geval het systeem voor 10 jaar vanuit de ene stabiele staat (pijpenstrootjedominantie) naar een alternatieve stabiele staat gebracht worden (struikheide dominantie). Tenslotte werd uit het bodemchemisch onderzoek ook vastgesteld dat de hoge stikstofdruk op de droge heidesystemen heeft geleid tot sterke bodemverzuring, waardoor er weinig tot geen soorten indicatief voor iets gebufferde systemen meer voorkomen in de onderzoeksgebieden. Branden en drukbegrazing had geen positief effect op de basenverzadiging van de bodem, en er werden geen positieve effecten gemeten op de buffercapaciteit noch pH. Er leek eerder sprake van een versnelling van de verzuring (lagere pH na branden), mogelijk doordat de stikstofmineralisatie tijdelijk werd versneld. De maatregel is dus niet in staat om verzuring van de bodem tegen te gaan of te herstellen, en heeft wellicht juist een licht versterkend effect op bodemverzuring.

8.3 Omvormen van bos naar heide

Uit de bodemchemische metingen blijkt de bodem onder de bossen sterker verzuurd te zijn dan de bodem onder de heide. Dat komt vooral doordat bossen meer verzurende depositie invangen, maar ook doordat het strooisel van naaldbomen verzuurt (zogenaamd “arm strooisel”, hetzelfde geldt overigens, in mindere mate voor strooisel van Struikheide). Het omvormen van deze verzuurde bosbodems naar droge heide levert dan ook winst op (groter areaal heide, en minder snelle verzuring en vermessing van de bodem). Daarnaast zorgt het verminderen van het aandeel bos in het terrein ook voor minder interceptie en verdamping waardoor boskap bijdraagt aan hydrologisch herstel van lager gelegen vochtige/natte delen van de Brunsummerheide.

Hoewel een advies over het omvormen van bos naar heide geen onderdeel uitmaakt van deze opdracht, kunnen wel enkele generalistische aanbevelingen worden gedaan met betrekking tot het omvormen van naaldbos naar droge heide.

Ten eerste wordt altijd geadviseerd om het losse strooisel (de naalden) af te voeren. In zeer stikstof-verzadigde systemen kan overwogen worden om ook een deel van de N-verrijkte bodem af te schrapen. In de Brunsummerheide wordt, op basis van de in de bossen verzamelde gegevens, echter geadviseerd dat dit tot het minerale zand NIET nodig is. Het NH_4 -gehalte van de bodem onder de bossen is wel wat hoger dan in de heide, maar niet zo hoog dat verwacht wordt dat hierdoor problemen voor de vegetatieontwikkeling zullen ontstaan (Figuur 8.2). Verder blijkt uit de metingen in de boslocaties duidelijk dat met het afvoeren van de bovenste bodemlaag ook het grootste deel van de basische kationen verloren gaat (Figuur 8.1, in dit geval voor calcium geïllustreerd, maar geldt voor alle basische kationen).



Figuur 8.2. NH_4 -concentratie (links) en beschikbare calciumconcentratie (rechts) gemeten in de bemonsterde boslocaties op verschillende dieptes.

Om de bodembuffering te herstellen én een ammoniumpiek te voorkomen (Dorland *et al.*, 2003), is het essentieel om de bodembuffering aan te vullen. Uit Van den Berg *et al.*, (2003) blijkt dat het toedienen van 2 ton dolomietenkalk/ha op een organische bodemlaag (10-20% van de originele organische bodemlaag) het succes van vestiging van verzuringsgevoelige soorten aanmerkelijk vergroot. Een mogelijk nadeel van het gebruik van snelwerkende bufferstoffen zoals kalk of dolomietenkalk is dat deze alleen calcium en in het geval van dolomietenkalk, ook magnesium bevatten. Door een snelwerkende bufferstof bestaande uit Ca en/of Mg toe te dienen, wordt de concentratie voor planten beschikbaar kalium niet aangevuld. Het toedienen van alleen Ca en/of Mg kan in geplagde droge heide leiden tot veranderingen in de K/Ca en K/Mg-ratio's gemeten in de bodem en planten. Het is momenteel nog niet duidelijk of deze veranderingen ook optreden bij bekalking van niet geplagde heide. Tot nu toe werden er in proeven/situaties waar kalk werd opgebracht (tot 4 ton/ha) in niet geplagde heides geen negatieve effecten op de fauna waargenomen.

Als laatste wordt geadviseerd om plagsel of maaisel van niet-vergraste heide op te brengen, liefst van een soortenrijke regionale locatie plek. Ook opbrengen van zaden van verdwenen soorten is effectief (niet alle soorten komen even goed mee met maaisel). Zo wordt de ontwikkeling richting heide aanmerkelijk versneld (Weijters *et al.*, 2020) en wordt de kans op dominantie door onwenselijke mossen of grassen een stuk kleiner.

8.4 Bekalken van de droge heide zonder plagen of omvorming van bos naar heide

Een bewezen effectieve methode om bodemverzuring op korte termijn (binnen 1 à 2 jaar) te herstellen is door het toedienen van snelwerkende bufferstoffen zoals kalk (CaCO_3) of dolomietenkalk (CaMgCO_3). Met deze maatregelen wordt ook de plantbeschikbaarheid van Ca, of Ca en Mg in het geval van dolomiet, snel verhoogd in de bodem aangezien kalk of dolomiet snel oplossen ("verweren") onder

zure omstandigheden. Dit is uitermate succesvol om de bodem weer geschikt te maken voor plantensoorten die gevoelig zijn voor de negatieve effecten van bodemverzuring. Met het toedienen van de juiste soort en dosering van snelwerkende bufferstoffen kan binnen 1 à 2 jaar aan de abiotische randvoorwaarden van de goed-ontwikkelde heidevegetaties worden voldaan zoals beschreven in Tabel 2.1, mits de stikstof- en fosforconcentraties voldoende laag zijn en blijven. Hierdoor kunnen de soorten die in de heide horen, behouden worden (kwetsbare restpopulaties); ofwel na herstel van de bodem terugkeren of actief geïntroduceerd worden. Ook voor de fauna neemt via de vegetatie de beschikbaarheid van kationen toe, wordt het natuurlijke bloemaanbod hersteld en kan de biodiversiteit weer toenemen. Ook voor kenmerkende verdwenen fauna kan herintroductie noodzakelijk zijn. **In droge heideterreinen is echter vooral ervaring met het toepassen van kalk of dolomietenkalk na (ondiep) plaggen (dus na het verwijderen van de vegetatie en een deel van organische bodemlaag). Met het toedienen van kalk of dolomiet op de bestaande oude heidevegetatie op droge standplaatsen in het pleistocene zandgebied is nog relatief weinig ervaring. In de PAS-herstelstrategie (update 2016) staat dan ook bij H4030 dat bekalking alleen na plaggen praktijkrijp is.**

Over het bekalken van ongeplagde droge heide zijn redelijk veel studies gepubliceerd, en deze zijn allemaal uitgevoerd in Nederland (De Graaf et al, 1998b; Dorland et al, 2005; Dorland *et al.*, 2004; Wallis-de Vries *et al.*, 2018, Weijters *et al.*, 2018, Vogels et al, 2019, Lucassen *et al.*, 2019, Verbaarschot *et al.*, 2020). De studies vonden plaats in heideterreinen van Friesland (Schaopedobbe), tot de Maasduinen in Limburg, maar geen van deze studies vond plaats op Miocene zandgronden. In alle studies werd een herstel van de buffercapaciteit van de bodem gemeten, in de vorm van een lichte stijging van de bodem-pH, toename van de basenverzadiging, toename in beschikbaarheid van Ca en/of afname van de Al/Ca-ratio van de bodem. Afhankelijk van het opgebrachte product (kalk of dolomietenkalk met magnesium) werd ook een toename in de magnesiumbeschikbaarheid in de bodem gemeten.

Een mogelijk nadeel van het gebruik van snelwerkende bufferstoffen zoals kalk of dolomietenkalk is dat deze alleen calcium en in het geval van dolomietenkalk, ook magnesium bevatten. Door een snelwerkende bufferstof bestaande uit Ca en/of Mg toe te dienen, wordt de concentratie voor planten beschikbaar kalium niet aangevuld. Het toedienen van alleen Ca en/of Mg kan leiden tot veranderingen in de K/Ca en K/Mg-ratio's gemeten in de bodem en planten. Het is momenteel nog niet duidelijk of deze veranderingen schadelijk zijn voor de fauna, en of er duidelijke drempelwaarden bestaan (Weijters *et al.*, 2018).

In enkele studies in de droge heide werd na bekalking een (kleine) afname in P-beschikbaarheid gemeten (De Graaf *et al.*, 1998b, Lucassen *et al.*, 2019 en Weijters *et al.*, 2018). Er zijn echter (nog) geen duidelijk negatieve effecten van deze daling in P-beschikbaarheid waargenomen in de gemonitorde fauna en vegetatie in de ongeplagde droge heide, en het achterliggende mechanisme is nog onderwerp van onderzoek. Ook werden incidenteel afnames in de beschikbaarheid van mangaan en zink gemeten in bekalkte proefvlakken (Lucassen *et al.*, 2019), maar ook hiervan is onbekend of deze afname tot ecologisch relevante veranderingen in de droge heide kan leiden.

Er werden in de bekalkte proefvlakken in enkele gevallen wel meer storingsindicatoren (zoals paardenbloem) aangetroffen, maar deze toename bestond uit enkele exemplaren en had geen significant effect op de vegetatiesamenstelling. Ook werden er in andere studies juist meer doelsoorten waargenomen in bekalkte proefvelden, maar ook hier waren de verschillen klein. In geen van de proeven werden doelsoorten actief ingebracht, dus er kan niet worden uitgesloten dat er sprake was van dispersielimitatie en er potentieel meer doelsoorten in de bekalkte proefvlakken hadden kunnen voorkomen. Daarnaast is het vrijwel onmogelijk voor soorten om te kiemen en vestigen

in een gesloten vegetatie. Wel is bekend dat het voorkomen van een soort als Valkruid (*Arnica montana*) op een groot deel van de Nederlandse groeiplaatsen enkel nog voor kan komen door een geregelde kalkgift, en dat na openmaken van de zode, bekalken en inbrengen van zaad, Valkruid weer goed is terug te brengen op oude groeiplaatsen (van der Zee et al., 2017).

Wat fauna betreft, werd er incidenteel een niet significante afname in de hoeveelheid herbivoren gemeten (Wallis-De Vries et al., 2018). In de andere studies waar de fauna werd gevolgd na bekalking van ongeplagde droge heide werden geen effecten op de fauna waargenomen (Weijters et al., 2018 en Verbaarschot et al., 2020).

De effecten van bekalking blijven lang zichtbaar, zo is het positieve effect van bekalking en ondiep plaggen rond restpopulaties na 25 jaar nog terug te zien in de bodem en de vegetatiesamenstelling van heischrale graslanden (van der Zee et al., 2017). Ook bij een lage dosering (1,6 ton Ca /ha) werd de chemie van een alpiene graslandbodem voor zeer lange tijd (>70 jaar) beïnvloed (Schaffner et al., 2012). In bosbodems werd na 20 jaar nog 80% van het toegevoegde Ca uit de dolomietkalk terug gemeten (Weis et al., 2009).

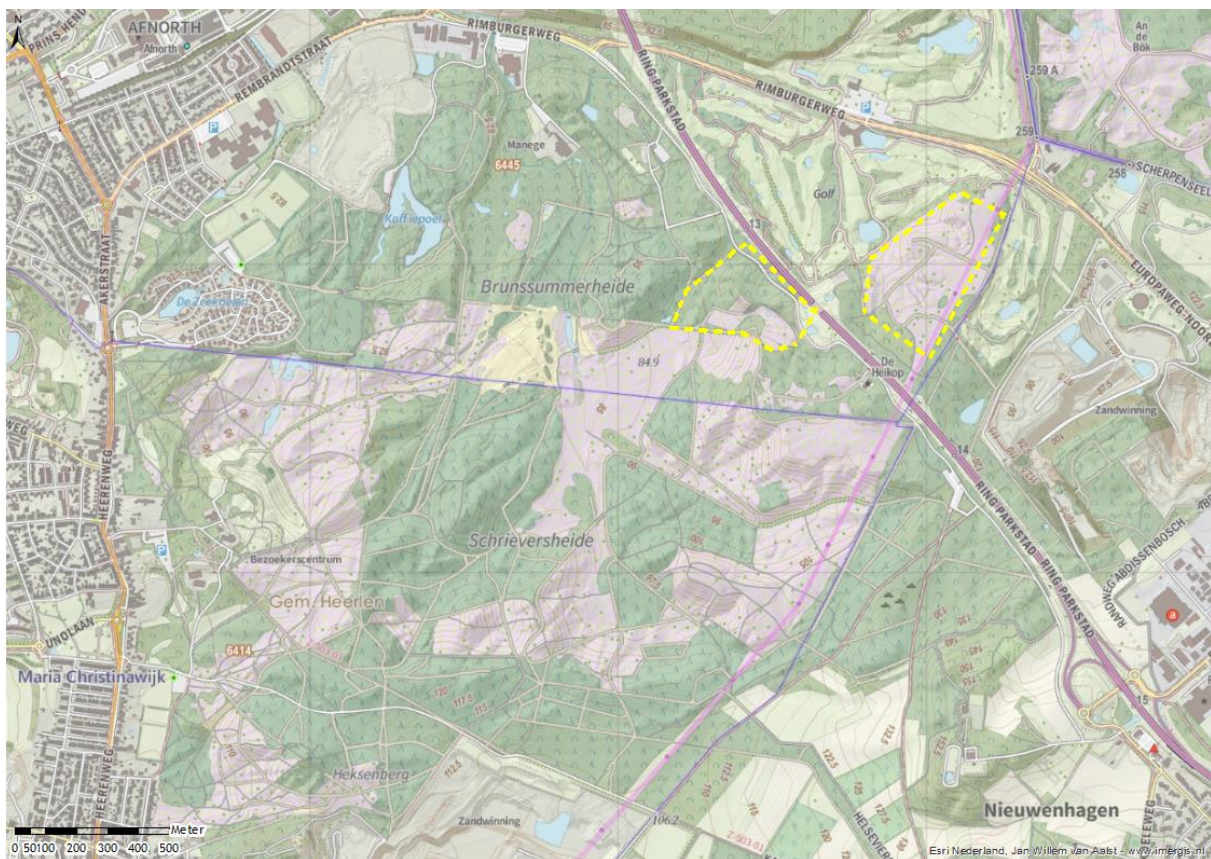
Toch kunnen er met het toedienen van snelwerkende bufferstoffen in heidesystemen ook negatieve effecten optreden. Een hoge dosis snelwerkende bufferstoffen kan een systeem volledig veranderen, zoals is gebleken uit metingen in een bosproef (grove den op voormalige stuifzandheide) waar 32 jaar geleden verschillende kalkdoseringen zijn opgebracht. Bij een dosering van 6 ton/ha of meer trad hier sterke verzuuring door bramen van de vegetatie op, was het bodemleven en humusvorm compleet anders dan dat gemeten in de niet-behandelde bodem en werden er wederom lagere beschikbare P-concentraties gemeten (Bobbink et al., 2018). Bij een te hoge dosering van bufferstoffen kan versnelde mineralisatie optreden, hoewel dit met proeven van 4 ton dolokal/ha in de heide niet werd waargenomen in de bodemchemie of vegetatiesamenstelling (Weijters et al., 2018), en ook in een langer lopend project in vochtige tot natte heide werd met 2 ton dolokal/ha geen vermistings- of verzuuringseffect gemeten in bodem en vegetatie (Wallis de Vries et al., 2018).

Kortom, het toedienen van snelwerkende bufferstoffen kan zeer effectief zijn om op korte termijn geschikte abiotische condities te creëren (die ook meer dan 25-30 jaar gunstig blijven, afhankelijk van de verzurende depositie) waardoor vegetatietypes of restpopulaties van bedreigde plantensoorten die sterk onder druk staan door verzuring behouden kunnen blijven of zelfs kunnen uitbreiden. Het veranderen van de bufferstatus van de bodem grijpt op veel plekken in op het systeem en kan de stoffenkringlopen beïnvloeden. Het is daarom van groot belang om de juiste dosering en samenstelling te gebruiken, afhankelijk van de gewenste doelstelling. De grootte van het adsorptiecomplex (de CEC) en de mate waarin dit opgeladen is met basische kationen blijkt daarin een belangrijke rol te spelen, waarbij kalkgebruik op locaties met een lage CEC en met lage P-beschikbaarheid met enige terughoudendheid moet worden toegepast. Daarnaast wordt verlies van micronutriënten niet aangevuld met het toedienen van snelwerkende bufferstoffen (carbonaten) en zijn er weinig snelwerkende bufferstoffen die naast Ca en Mg ook K bevatten. De verhouding tussen K, Mg en Ca beschikbaar voor de vegetatie en gebonden aan het adsorptiecomplex verandert aanzienlijk na toediening van Dolokal of kalk, aangezien alleen Ca en Mg worden opgebracht en de hoeveelheid kalium niet wordt aangevuld.

8.5 Relatie tussen bekalken van hoger gelegen delen en uitspoeling hiervan in lager gelegen nattere delen (catchment-liming)

Bekalking ter herstel van de droge heide kan in potentie ook effecten hebben op de omgeving. Zo is bekalking in het inziggebied van heischrale milieus zelfs als beheermaatregel toegepast, met succesvolle resultaten op herstel van de benedenstrooms gelegen heischrale condities (Dorland et al.,

2004. Dit leidde benedenstrooms tot een verhoogde beschikbaarheid van basische kationen en een verhoogde pH (Dorland *et al.*, 2003, Dorland *et al.*, 2005). Deze verhoging van basische kationconcentraties en verhoogde pH zou echter ook nadelig door kunnen werken op van nature basenarme en zure milieus, zoals de op de Brunssummerheide aanwezige kleinschalige hellingveentjes met actief hoogveen. Om hier het zekere voor het onzekere te nemen wordt hierom aangeraden in het direct intrekgebied van kleine basenarme hellingveentjes zoals die op de Brandenburg en het Gerritshangveen met enige terughoudendheid bekalking toe te passen (gele zone in Figuur 8.3), bijvoorbeeld in een gehalveerde dosis of zelfs in de direct omgeving van de veentjes (tientallen meters) niet te bekalken. Voor het grotere doorstroomveen op de Brunssummerheide welke reeds een wat basenrijker karakter heeft als de kleine hellingveentjes en ten dele gevoed wordt door regionaal grondwater is de kans op schade veel kleiner en hoeft hier geen rekening mee worden gehouden. Sterker nog, hier zou bekalking in het intrekgebied op langere termijn mogelijk zelfs nog tot een verhoogde diversiteit kunnen leiden door een versterking van de overgangen van zure naar basenarme condities.



Figuur 8.3. Risicozones (geel gemarkeerd) voor bekalking.

8.6 Voorstel herstelmaatregelen in de Brunssummerheide: experiment

Uit dit onderzoek is gebleken dat er duidelijk verlies van kenmerkende soorten uit de droge heide is opgetreden (Tabel 6.1). De belangrijkste oorzaak van dit verlies is de te ver door geschoten bodemverzuring, in de doge heide werd een te lage bodem-pH gemeten en een te lage basenverzadiging waardoor het leefmilieu niet geschikt is voor soorten die er in het verleden wel voorkwamen (H4 en H6). Herstel moet dan ook gezocht worden in het verhogen van de bodem-pH en opladen van het bodemcomplex (verhogen van de basenverzadiging). Het opbrengen van gemalen silicaatsteenmeel wordt in meerdere heideterreinen in het pleistocene zandlandschap uitgetest, maar is in de Brunssummerheide niet systeemeigen en daarmee niet passend als herstelmaatregel. Verwerking van basische kation-houdende mineralen komt in dit terrein van nature al millennia niet

meer voor (H3); en herstel via de mineralogie past niet bij het unieke geologische karakter van dit terrein. Als laatste blijkt dat met het opbrengen van steenmeel in de droge heide ook na 5 jaar vrijwel geen pH-stijging wordt waargenomen (Weijters *et al.*, 2018; Verbaarschot *et al.*, 2020), terwijl dit in de Brunsummerheide wel gewenst is.

Daarom wordt voorgesteld om de bodembuffering te herstellen door (dolomieten)kalk te gebruiken, zonder de heide eerst te plaggen of te chopperen. Zoals in paragraaf 8.3 werd beschreven, is hier echter nog weinig ervaring mee. Daarnaast werden er lage kaliumgehalten in de Brunsummerheide gemeten, zowel in de bodem als in de Struikhei, en is bekend dat door een kalkgift de verhouding tussen Ca (en Mg) tegen K sterk veranderd.

Om de lage kaliumgehalten in bodem- en plant op te heffen en sterke veranderingen in de verhouding tussen Ca (Mg) en K na bekalken tegen te gaan, adviseren we om naast een kalkproduct ook een kaliumproduct op te brengen. Gezien de relatief geringe ervaring met bekalken op niet-geplagde droge heide; en de nagenoeg afwezige ervaring van kalium-toediening in de heide; adviseren we om deze combinatie van bekalking met kali-giften eerst experimenteel uit te testen in de Brunsummerheide. Dit kan middels een veldproef, voordat er wordt overwogen deze herstelmaatregel meer grootschalig toe te passen. Bufferherstel in ongeplagde droge heide is als experimentele/hypothetische herstelmaatregel opgenomen in de PAS.

In Figuur 8.4 is een voorstel opgenomen voor proeflocaties. Geadviseerd wordt om op deze plekken drie proefvelden van ieder een kwart tot en halve hectare in te richten, waarbij één proefvlak wordt behandeld met een kalkproduct, één proefvlak wordt behandeld met een kalkproduct aangevuld met kalium; en het derde proefvlak ter vergelijking onbehandeld blijft. Met een proefvlakgrootte van 0,25-0,5 ha kan een goed beeld worden verkregen van de effecten van de herstelmaatregelen op de fauna. Om een goede dosering te bepalen, kan gebruik gemaakt worden van de beschikbare gegevens uit deze studie. In Box 1 is een voorbeeld gegeven van een berekening van de dosering. Voor de toediening van kalium kan gebruik gemaakt worden van de kaliumbehoefte van struikhei gedurende de levenscyclus, of kan getracht worden een inschatting te maken van de hoeveelheid kalium die is uitgespoeld in de loop der tijd.

Om vast te stellen of de beoogde maatregelen effectief zijn, en het dus verantwoord is om toepassing op grotere schaal uit te voeren, is het van groot belang de proef te volgen. Daarbij adviseren we de volgende parameters te meten (Tabel 8.2):

- Bodemchemie->zorgen de maatregelen daadwerkelijk voor een toename in beschikbare calciumconcentraties en stijging van de pH en basenverzadiging, in voldoende mate maar zonder onwenselijk groot effect? Wat gebeurt er met de P- en K-beschikbaarheid na bekalken, en heeft de combinatie K+kalk een beter effect dan alleen kalk?
- Ontwikkeling van de vegetatie (samenstelling en chemie)-> Komen er (te veel) ruigtesoorten en/of doelsoorten in de behandelde proefvlakken? Ontwikkelt de vegetatie zich beter in de behandelde proefvlakken dan in de onbehandelde proefvlakken? Is de voedselkwaliteit in de behandelde proefvlakken beter dan in de onbehandelde proefvlakken, en zorgt het toedienen van kalium daadwerkelijk voor een verbetering van het K-gehalte in de planten?
- Fauna->hebben de uitgevoerde maatregelen een positief- of negatief effect op de fauna?
- Hydrologie->zijn de effecten van de bekalking meetbaar in de chemische samenstelling van het grondwater? En zijn deze mogelijke veranderingen wenselijk?
- Inbrengen doelsoorten -> na twee jaar (of zodra de bodemchemie geschikt blijkt te zijn) kan de zode lokaal opengemaakt worden, en kunnen doelsoorten opgebracht worden via maaisel of zaden. Op deze manier kan getoetst worden of de genomen maatregelen hebben geleid tot een voor de doelsoorten geschikt bodemmilieu, en krijgt men inzicht in de mogelijke dispersie limitatie van doelsoorten in het gebied.

Box 1. Dosering kalk

Uit de weinige beschikbare informatie over bekalken in ongeplagde heide blijkt dat de risico's op verzuuring van de vegetatie en negatieve veranderingen in de fauna zeer klein zijn, zeker als met de dosering van de kalkproducten rekening wordt gehouden met de CEC en basenbezetting van de bodem. De dosering van het kalkproduct kan berekend worden middels de volgende formules:

$$BB_{pH} = (pH_{\text{gewenst}} - pH_{\text{huidig}}) \times CEC \times \text{Bodemdichtheid} \times \text{dikte laag} / 100$$

Waarbij BB de bufferbehoefte geeft en de bodemdichtheid de "bulk density" (De Vries et al., 2019). Ter illustratie, voor locatie 27 is deze berekening als volgt:

pH_{gewenst} : 3,5

pH_{huidig} : 3.02

CEC: 37 meq/kg bodem

Bulk density: 870 kg/m³

Dikte bodemlaag: 0.2m

$$BB_{pH} = (3.5 - 3.02) \times 37 \times 870 \times 0.2 = 31 \text{ keq/ha}$$

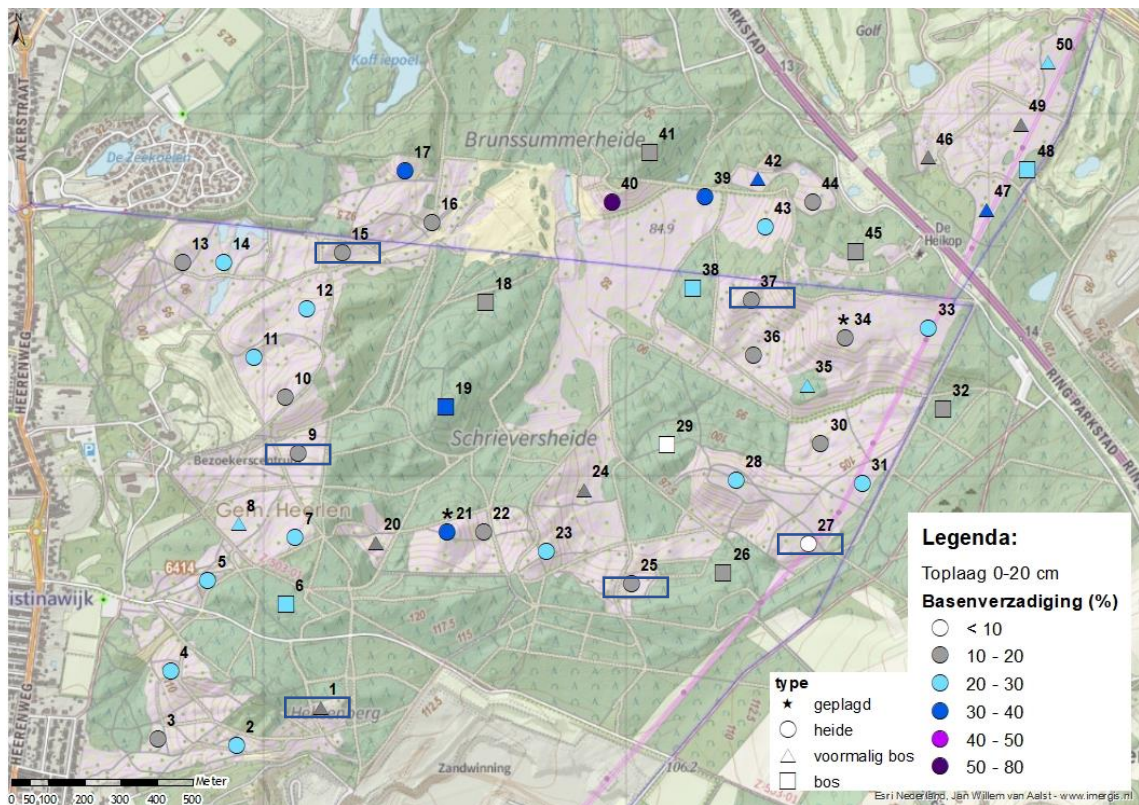
Met het toedienen van 1 ton/ha CaCo₃ voegt men ongeveer 16 keq/ha toe (afhankelijk van het product), de dosering wordt dan BB/16. Dat maakt de dosering voor locatie 27:

$$31/16 = \underline{1,6 \text{ ton kalk/ha}}$$

De verwachte doseringen zullen tussen de 1 en 3 ton kalk/ha liggen. Zodra bekend is waar de proefvlakken definitief komen te liggen, zal per locatie een dosering worden bepaald.

Tabel 8.2. Voorstel monitoringsschema proef

Jaar	Bodemchemie	Plantchemie	Vegetatie	Fauna	Hydrologie	Inbrengen doelsoorten
	<i>BV, pH en Ca, K, Mg en Al en N & P- beschikbaarheid</i>	<i>N, P, Ca, K en Mg gehaltes struikhei</i>	<i>Vegetatie opnames in de proefvlakken</i>	<i>Potvallen en sleepnetbemonstering of kegelvallen</i>	<i>Effect op de vennen en venen via veranderde grondwaterkwaliteit</i>	
start	x	x	x	x	x	
1	x	x			x	
2	x				x	x
3	x	x	x	x	x	
4	x				x	
5	x	x	x	x	x	



Figuur 8.4. Voorstel voor mogelijke proeflocaties (blauwe kaders) van 200 m bij 100 m. Als er daadwerkelijk een experiment uitgevoerd gaat worden, zullen de exacte locaties in overleg met de terreinbeheerders worden vastgelegd. Hierbij speelt ook het beschikbare budget een rol.

9 Literatuur

- Aarnio, T., Derome, J. & Martikainen, P.J. (1995). Availability and mobility of nutrients in acid forest soil treated with fast and slow-release nutrients. *Plant Soil* 168-169, 523-531.
- Van den Berg, L. J. L., Vergeer, P., & Roelofs, J. G. M. (2003). Restoration of heathlands in the Netherlands: The effects of turf-cut depth, aluminium and dissolved organic carbon on the germination of *Arnica montana*. *Appl. Veg. Sci*, 6, 117-124.
- Van den Berg, L. J. L., Dorland, E., Vergeer, P., Hart, M. A. C., Bobbink, R., en Roelofs, J. G. M. (2005). Decline of acid-sensitive plant species in heathland can be attributed to ammonium toxicity in combination with low pH. *New Phytologist*, 166(2), 551-564. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2005.01338.x>
- Bergsma, H., J. Vogels, M. Weijters, R. Bobbink, A. Jansen & L. Krul (2016). Tandrot in de bodem. *Bodem nummer 1*, februari 2016.
- Bergsma, H., Vogels, J., van den Burg, A., en Bobbink, R. (2018). Is de bodemverzuring in Nederland onomkeerbaar? *Natuur Bos Landschap*, (april).
- Bobbink, R. (2008). Biodiversiteit in natuurreservaten. *Landschap-Tijdschrift voor Landschapsecologie en Milieukunde*, 25(3), 109.
- Bobbink, R., Bal, D., Van Dobben, H. F., Jansen, A. J. M., Nijssen, M., Siepel, H., de Vries, W. (2012). De effecten van stikstofdepositie op de structuur van ecosystemen. *Herstelstrategieën Stikstofgevoelige Habitats*, 41-81.
- Bobbink, R., Bergsma, H.L.T., Den Ouden, J & Weijters, M.J. (2017). Bodemverzuring in het droog zandlandschap. na het zuur geen zoet? *Landschap, special issue Droog zandlandschap*.
- Bobbink, R. & M. Weijters (2018) Verschil in effecten op natuur van gereduceerd versus geoxideerd stikstof. *Lucht* (1): 23-27
- Bobbink, R., A. van den Burg, E. Brouwer, B. van de Riet & H. Siepel (2018). Langetermijneffecten van bosbepaling en -bemesting: de Harderwijkerproef. OBN-17-DZ. VBNE, Driebergen.
- Bobbink, R., Loeb, R., Bijlsma, R. J., & van Delft, S. P. J. (2019). Doet extreme droogte stikstofbom in droge heide barsten?. *Vakblad Natuur Bos Landschap*, (160), 3-6.
- Boenigk, W. (2002). The Pleistocene drainage pattern in the Lower Rhine basin. *Netherlands Journal of Geosciences*, 81(2), 201-209.
- De Graaf, M., Verbeek, P., Bobbink, R. & Roelofs, J. (1998). Restoration of species-rich dry heaths: the importance of appropriate soil conditions. *Acta Botanica Neerlandica*, 47(1), p. 89-111
- De Graaf, M., Bobbink, R., Smits, N., Van Diggelen, R., & Roelofs, J. (2009). Biodiversity, vegetation gradients and key biogeochemical processes in the heathland landscape. *Biological Conservation*, 142(10), 2191-2201. doi: 10.1016/j.biocon.2009.04.020
- De Mars, H., Van Gool, C. R., & Van Tijen, C. (1998). *Ecohydrologische atlas Limburg 1989-1996: verdrogingsonderzoek Limburg*. Provincie Limburg.
- De Mars, H. (2015). *Vegetatiemonitoring brongebied Rode Beek (Brunsummerheide) 2008-2014*. Rapport BC8935. Royal HaskoningDHV, Maastricht.
- De Mars, H., B. van der Weijden, G. van Dijk (2020) *Ecohydrologisch onderzoek Schrieversheidevennen, BG2350WATRP191210, RH-DHV/Onderzoekcentrum B-WARE*
- De Vries, W., M.J. Weijters, J.J. de Jong, S.P.J. van Delft, J. Bloem, A. van den Burg, G.A. van Duinen, E. Verbaarschot & R. Bobbink (2019). Verzuring van loofbossen op droge zandgronden en herstel mogelijkheden door steenmeeltoediening. Rapport OBN229-DZ. Vereniging van Bos- en Natuurterreineigenaren (VBNE), Driebergen.
- De Wever, A. (1939). Wat er was en over is van “de groote stille heide”. De Heerler- en Brunsummerheide vroeger en nu. In: Grunsvan, M.F.G.M., L. van Hommerich, A. de Wever, P. Overhage, F.H. van Rummelen, L. Hennem, Ch. A. Franken en Chr. Smits, *Mijnnummer 1939-40*. *Mijnnummer 9*: 77-101. Officiële uitgave der Vereeniging voor Vreemdelingenverkeer voor Heerlen/Limburgsch Dagblad, Heerlen.

- Demoulin, A. (1989). Les transgressions Oligocenes sur le Massif Ardenne-Eifel. *Annales de la Société Géologique de Belgique*, T. 112, p. 215-224.
- Demoulin, A., Hallot, E., Rixhon, G. (2009). Amount and controls of the Quaternary denudation in the Ardennes massif (western Europe). *Earth Surface Processes and Landforms*, 34(11), 1487-1496.
- Van Dijk, G., F. Smolders, C. Fritz, N. Straathof, G.J. van Duinen en A.P. Grootjans, 2009. Brunssummerheide een uniek stukje Nederland; een systeemanalyse van het hellingveen op de Brunssummerheide. Themanummer Brunssummerheide. *Natuurhistorisch Maandblad* 98(12): 233-238.
- Van Dijk, G., F. Smolders, C. Fritz, A.P. Grootjans, N. Straathof en G.J. van Duinen, 2012. Ecologische gradiënten op de helling in de Brunssummerheide, *De Levende Natuur* 113(4): 174-179.
- Van Dijk, G., H. van Kleef, G.J. van Duinen, J. Kuper en A.J.P. Smolders, 2014, De rijke watermacrofauna van het hellingveen op de Brunssummerheide. *Natuurhistorisch Maandblad* 103(11): 293-298.
- Van Dijk, G., J.W. Wolters, C. Fritz, H. de Mars, G.J. van Duinen, K.F. Ettwig, N. Straathof, A.P. Grootjans, A.J.P. Smolders, 2019a. Effects of Groundwater Nitrate and Sulphate Enrichment on Groundwater-Fed Mires: a Case Study, *Water, Air, en Soil Pollution* 230 (6), 122 (doi.org/10.1007/s11270-019-4156-3)
- Van Dijk, G., A.J.P. Smolders, H. de Mars, N. Straathof, C. Fritz, R. van der Burg en A. Jansen (2019b) Helling- en doorstroomvenen bij Brunssum, pag. 322-333 in: Jansen, A., A.P. Grootjans (Red.) (2019) Hoogvenen, landschapsecologie, behoud, beheer en herstel, Uitgeverij Noordboek, Gorredijk, Nederland
- Van Dijk, G. en A.J.P. Smolders, 2020 Notitie over de hellingveentjes van de Brandenberg, RP-18.156.20.3, Onderzoekcentrum B-WARE
- Dobben, H.F. van, Bobbink, R., Bal D. & Hinsberg, A. van. 2012. Overzicht van kritische depositiewaarden voor stikstof, toegepast op habitattypen en leefgebieden van Natura 2000. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 2397;
- Dorenbosch, M. en Krekels, R. (2009). De Brunssummerheide: een belangrijk kerngebied voor reptielen in Limburg, *Natuurhistorisch Maandblad* 98(12): 256-260.
- Dorland, E., Van den Berg, L.J.L., Bobbink, R. and Roelofs, J.G.M. (2003). Bekalking bij het herstel van gedegenereerde heiden en heischrale graslanden. *De Levende Natuur*, 104(4), pp.144-147.
- Dorland, E., R. Bobbink, J. H. Messelink en J. T. A. Verhoeven (2003). Soil ammonium accumulation after sod cutting hampers the restoration of degraded wet heathlands. *Journal of Applied Ecology* 40:804-814.
- Dorland, E. (2004). Ecological restoration of wet heaths and matgrass swards: bottlenecks and solutions.
- Dorland, E., van den Berg, L., van de Berg, A., Vermeer, M., Roelofs, J., & Bobbink, R. (2004). The effects of sod cutting and additional liming on potential net nitrification in heathland soils. *Plant and Soil*, 265(1-2), 267-277. doi: 10.1007/s11104-005-0363-3
- Dorland, E., Van Den Berg, L. J., Brouwer, E., Roelofs, J. G., & Bobbink, R. (2005). Catchment liming to restore degraded, acidified heathlands and moorland pools. *Restoration Ecology*, 13(2), 302-311.
- Dupuis, C. and Ertus, R. (2006). Neogene lacustrine deposits of karstic origin (Ardenne Massif, Belgium). In: Gierlowski-Kordesch, E., Kelts, K. (eds) *Global Geological Record of Lake Basins*, 1, p.299. Cambridge University Press.
- Griffioen, J., Klaver, G., Westerhoff, W.E. (2016). The mineralogy of suspended matter, fresh and Cenozoic sediments in the fluvio-deltaic Rhine-Meuse-Scheldt-Ems area, the Netherlands: An overview and review. *Netherlands Journal of Geosciences*, 95, 23-107 doi:10.1017/njg.2015.32
- Harmens, H., Norris, D. A., Steinnes, E., Kubin, E., Piispanen, J., Alber, R. & De Temmerman, L. (2010). Mosses as biomonitors of atmospheric heavy metal deposition: spatial patterns and temporal trends in Europe. *Environmental Pollution*, 158(10), 3144-3156.

- Hennekens, S.M., M. Boss & A.M. Schmidt (2016). Landelijke Vegetatie Databank; Technische documentatie, Status A. Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, Wageningen University & Research. WOt-technical report 74. 56 blz.; 6 fig.; 16 refs.; 6 bijlagen
- Huisman, D. J., Kiden, P. (1997). A geochemical record of Late Cenozoic sedimentation history in the southern Netherlands. *Geologie en Mijnbouw*, 76(4), 277-291.
- Van Huissteden, J., 1990. Tundra rivers of the Last Glacial: sedimentation and geomorphological processes during the Middle Pleniglacial in the Dinkel valley (eastern Netherlands). *Mededelingen Rijks Geologische Dienst*, 44-3, p. 3-138.
- Hustings, F. en van de Laar, H. (2009). Broedvogels van de Brunssummerheide: neergang en herstel? *Natuurhistorisch Maandblad* 98(12): 239-243
- Janssen, C.R. (1960). On the Lateglacial and Postglacial vegetation of South Limburg (Netherlands): Proefschrift aan de Universiteit Utrecht, Wentia 4: 1-112.
- Joern, A., T. Provin, and S. T. Behmer (2011). Not just the usual suspects: Insect herbivore populations and communities are associated with multiple plant nutrients. *Ecology* 93:1002-1015.
- Jones, A. G., & Power, S. A. (2012). Field-scale evaluation of effects of nitrogen deposition on the functioning of heathland ecosystems. *Journal of Ecology*, 100(2), 331-342.
- Kemna, H.A. (2008). Pliocene and Lower Pleistocene fluvial history of the Lower Rhine Embayment, Germany: Examples of the tectonic forcing of river courses. *Quaternary International*, 189(1), 106-114.
- Ketelaar, R., R. Pahlplatz (2009). Klein maar fijn: bijzondere libellen, dagvlinders een sprinkhanen op de Brunssummerheide, *Natuurhistorisch Maandblad* 98(12): 266-271.
- Kosonen, Z., A. Thimonier, E. Schnyder, L. Thöni (2018). Nitrogen concentration in moss compared with N load in precipitation and with total N deposition in Switzerland, *Environmental Pollution* 239:169-178, ISSN 0269-7491, doi:10.1016/j.envpol.2018.03.063.
- Van Loon, A.J., en Mange, M.A. 2007. 'In situ' dissolution of heavy minerals through extreme weathering, and the application of the surviving assemblages and their dissolution characteristics to correlation of Dutch and German silver sands. *Developments in Sedimentology*, Vol. 58, 189-213.
- Van Loon, A.J. 2009. Unravelling the enigmas of the 'silver sands' in the Dutch/German/Belgian border area. *Netherlands Journal of Geosciences – Geologie en Mijnbouw* 188:133 - 145.
- Lucassen, E., Roosmalen, M. & Roelofs, J. (2019). Heideherstel met Vulkamin. *Landschap*. 1, 25-33.
- van der Mast, G. (1983). 10 jaar actief natuurbeheer in Brunssummerheide en Schinveldse bossen. *Natuurhistorisch Genootschap, Maastricht*.
- Mol, G (2002). Soil acidification monitoring in the Netherlands. *Geologica Ultrajectina, Mededelingen van de Faculteit Aardwetenschappen Universiteit Utrecht* no. 216, 144 p.
- Munsterman, D.K., Ten Veen, J.H., Menkovic, A., Deckers, J., Witmans, N., Verhaegen, J., Kerstholt-Boegehold, S.J., Van de Ven, T., Busschers, F.S. (2020). An updated and revised stratigraphic framework for the Miocene and earliest Pliocene strata of the Roer Valley Graben and adjacent blocks. *Netherlands Journal of Geosciences*, Volume 98, e8. <https://doi.org/10.1017/njg.2019.10>
- Natuurmonumenten, 2016. Natuurvisie Brunssummerheide 2016-2033. *Natuurmonumenten, 's-Graveland*.
- Op den Kamp, L (2009). De veenmossen van de Brunssummerheide, *Natuurhistorisch Maandblad*, 98(12): 272-277.
- Pitcairn, C., Leith, I., Fowler, D., Hargreaves, K., Moggaddam, M., Kennedy, V., & Granat, L. (2001). Foliar Nitrogen as an Indicator of Nitrogen Deposition and Critical Loads Exceedance on a European Scale. *Acid Rain 2000*, 1037-1042. doi: 10.1007/978-94-007-0810-5_20
- Provincie Limburg, cluster Natuur en Water (2017). *Natura 2000 Gebiedsanalyse voor de Programmatische Aanpak Stikstof (PAS) Brunssummerheide* (155).
- Provincie Limburg. 2019. *Natura 2000-plan Brunssummerheide 2019-2025*. Maastricht, november 2019.

- Raemakers, I., 2009. Voor menige Bij telt de marge van de hei, de wilde bijen van de Brunssummerheide, *Natuurhistorisch Maandblad* 98(12): 2244-250.
- Royal Haskoning, 2008. Passende beoordeling Sigranogroeve; bijlage 8; Luchtfoto analyse bronhoogveengebied Brunssummerheide 1943-2005. Rapport 9T3160, Maastricht.
- Royal Haskoning, 2012. Uitwerking meet- en regelsysteem, jaarlijkse rapportage - bijlage 7 effectenanalyse ecologie. Rapport 9X2352, Maastricht.
- Rowe, E. C., Smart, S. M., Kennedy, V. H., Emmett, B. A., & Evans, C. D. (2008). Nitrogen deposition increases the acquisition of phosphorus and potassium by heather *Calluna vulgaris*. *Environmental Pollution*, 155(2), 201-207.
- Siepel, H., Vogels, J., Bobbink, R., Bijlsma, R.J., Jongejans, E., de Waal, R., Weijters, M. (2018) Continuous and cumulative acidification and N deposition induce P limitation for the microarthropod soil fauna of mineral-poor dry heathlands. *Soil Biol Biochem* 119:128-134
- Schaffner, U., Alewell, C., Eschen, R., Matthies, D., Spiegelberger, T. & Hegg, O. (2012). Calcium Induces Long-Term Legacy Effects in a Subalpine Ecosystem. *PLoS ONE* 7(12): e51818.
- Verbaarschot, E., Weijters, M., van de Riet, B., Brouwer, H. Bergsma, E., Vogels, J. en Bobbink, R (2020). Effecten van steenmeeltoediening na 5 jaar op de Strabrechtse heide. Onderzoekcentrum B-WARE B.V., Nijmegen. RP-17.110.20.17.
- Vogels, J., van den Burg, A., Remke, E. & Siepel, H. (2011). Effectgerichte maatregelen voor het herstel en beheer van faunagemeenschappen van heideterreinen. OBN152-DZ. Bosschap, bedrijfschap voor bos en natuur. Den Haag.
- Vogels, J. J., E. Verbaarschot, R. Bobbink, V. de Jong & M. Scherpenisse (2017). Monitoring steenmeeltoepassing ten behoeve van herstel biodiversiteit - Voortgangsrapportage. Stichting Bargerveen - iov Stichting Het Nationale Park de Hoge Veluwe, 37 pag.
- Vogels, J., R. Loeb, E. Brouwer, R. Felix & M. Scherpenisse (2017). Optimaliseren van herstelmaatregelen voor habitattypen van droge heide. De stikstofverwijderingspotentie van de gecombineerde maatregel branden en drukbegrazen. In opdracht van: Provincie Noord-Brabant - Subsidieregeling Biodiversiteit en leefgebieden.
- Vogels, J.J. W.C.E.P. Verberk, L.P.M. Lamers, H. Siepel, Can changes in soil biochemistry and plant stoichiometry explain loss of animal diversity of heathlands? *Biological Conservation*, Volume 212, Part B, 2017, Pages 432-447, ISSN 0006-3207, <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.08.039>.
- Vogels, J., Weijters, M., Bobbink, R., Bijlsma, R., Lamers, L., Verberk, W., & Siepel, H. (2019). Barriers to restoration: Soil acidity and phosphorus limitation constrain recovery of heathland plant communities after sod cutting. *Applied Vegetation Science*. doi: 10.1111/avsc.12471
- Vogels, J.J., A.B. van den Burg, D.B. van de Waal, M.J. Weijters, R. Bobbink, M.E. Nijssen & M.F. Wallis de Vries, (*in prep*). Imbalanced by overabundance - Effects of nitrogen deposition on nutritional quality of producers and its subsequent effects on consumers.
- Wallis de Vries, M., K. Huskens, J. J. Vogels, R. Versluijs, R. Loeb, E. Brouwer & R. Bobbink (2018). Alternatieven voor plaggen van natte heide - Effecten op middellange termijn. VBNE, Driebergen, pag.
- Wallis de Vries, M.F. & Bult, R. (2018). 25 jaar natuurontwikkeling na ontgronden: effecten op vegetatie en dagvlinders. OBN-18-NZ. VBNE, Driebergen.
- Wamelink, G. W. W., Goedhart, P. W., Van Dobben, H. F., en Berendse, F. (2005). Plant species as predictors of soil pH: Replacing expert judgement with measurements. *Journal of Vegetation Science*, 16(4), 461-470. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2005.tb02386.x>
- Wamelink, G. W., Walvoort, D. J., Sanders, M. E., Meeuwssen, H. A., Wegman, R. M., Pouwels, R., & Knotters, M. (2019). Prediction of soil pH patterns in nature areas on a national scale. *Applied Vegetation Science*, 22(2), 189-199.
- Weijters, M., R. Bobbink, E. Verbaarschot, B. van de Riet, J. Vogels, H. Bergsma & H. Siepel (2018). Herstel van heide door middel van slow release mineralengift - resultaten van 3 jaar steenmeelonderzoek. OBN222DZ. VBNE, Driebergen.

- Weijters, M., A.U. van der Bij, J.A. Harris, M. Pawlett, W.-J. Emsens, J. Frouz, P. Benetkova, E. Verbruggen, D. Radujkovic, E. Verbaarschot, R. van Klink, R. Vermeulen, R. van Diggelen en R. Bobbink (2020). Praktijkproef heideontwikkeling op voormalige landbouwgrond in het Noorderveld (Dwingelderveld). Resultaten 2011-2018. OBN-233-DZ. VBNE, Driebergen.
- Weis, W., Gruber, A., Huber, C. & Göttlein, A. (2009). Element concentrations and storage in the aboveground biomass of limed and unlimed Norway spruce trees at Höglwald. *European Journal of Forest Research* 128, S. 437-445
- Westerhoff, W.E., Kemna, H.A., Boenigk, W. 2008. The confluence area of Rhine, Meuse, and Belgian rivers: Late Pliocene and Early Pleistocene fluvial history of the northern Lower Rhine Embayment. *Netherlands Journal of Geosciences-Geologie en Mijnbouw*, 87(1), 107.
- Westerhoff, W.E., 2003. Beschrijving lithostratigrafische eenheid. Nederlands Instituut voor Toegepaste Geowetenschappen TNO. In: TNO, 2013. Lithostratigrafische Nomenclator van de Ondiepe Ondergrond, versie 2013. Bron: Dinoloket, <https://www.dinoloket.nl/kiezeloolliet-formatie>, geraadpleegd 1-2-2020.
- Wortel, L., E. Habets en M. Mouthaan, 2009. Veertien jaar Natuurmonumenten op de Brunssummerheide, *Natuurhistorisch Maandblad* 98(12): 229-232.
- Van der Zee, F., Bobbink, R., Loeb, R., Wallis De Vrie M., Oostermeijer, G., De Graaf, M. (2017). Actieplan herstel heischrale graslanden. Hoe behouden we heischrale graslanden in Nederland? Wageningen Environmental Research, Wageningen 2017
- Van Zuijlen, M., R. Ketelaar, 2009. Van Heidekartelblad tot Dennenorchis, De flora van de Brunssummerheide. *Natuurhistorisch Maandblad* 98(12): 251- 255.

Bijlage 1a. Boorbeschrijvingen mineralogisch onderzoek

Locatie	Coördinaat		Diepte (cm-mv)	Profiel	interpretatie	monsters (cm-mv)
	X	Y				
1	50,921607	5,986183	20	humeus zand met wortels		
			55	grijs zand, grof, grind	hellingmateriaal	10-50
			80	fijn zand, zwart, sterk humeus	paleo - podzol b	
			110	fijn zand bruin ijzervlekken		
			130	lemig zand, grijs		
			150	medium zand roestvlekken bruin, rood, wit		
			250	idem, grotendeels wit wat roestvlekjes		
2	50,921124	5,988512	320	medium zand wit	Heksenberg Formatie	270-320
			20	humeus zand		
			50	bruin zand, geleidelijk wit, vrij grof	hellingmateriaal	20-50
			220	wit zand, medium-matig grof, glimmers?		
			270	bruin zand, vlekkelig, Fe, humus?	oude bodem	
3	50,924383	5,9863	350	grotendeels wit, wat vlekkelig zand, medium	Heksenberg Formatie	270-350
			10	humeus grijs zand	Podzol E	30-60
			20	zwart sterk humeus zand	Podzol B	
			50	donkerbruin humeus zand	Podzol B	
			70	humeus vlekkelig zand zwart-bruin-geel	Podzol B	
			250	geelwit medium zand vlekkelig		
4	50,925637	5,984285	330	wit medium zand af en toe gelige banden	Heksenberg Fm	270-330
			30	grijs z, zwart sterk humeus, bruin zand	Podzol A-E-B	
			60	bruin medium zand	Podzol B-Fe3	monsters
			120	lichtbruin medium zand, donkere humeuze banden		
			140	zand medium geelbruin	hellingmateriaal?	
			150	donkere vlekkelige band humeus zand	humeuze band in Heksenberg Fm	
			200	licgtgeel zand af en toe vlekkelige donkere band	humeuze band in Heksenberg Fm	
5	50,927545	5,989469	340	wit zand		280-340
			10	humeus grijs zand	vaaggrond	
			60	medium lichtgrijs z	beekopvulling	monsters
			150	grijs zand humeuze vlekken, roest		
			180	licht humeus grijs zand, egaler dand vorige laag		
			200	licht humeus zand vlekkelig; op 200 houtskool!		
			250	licht humeus zand vlekkelig		
400	licht humeus zand vlekkelig, af en toe grind	beekopvulling	250-400			
6	50,927558	5,99332	60	licht humeus medium zand	duinvaaggrond op stuifzand	10-50
7	50,923173	6,005265	170	licht humeus vlekkelig zand	beekopvulling	
			200	wit zand humeuze vlekken		
			270	idem, wat grind		
			350	idem, minder humeus		
			370	humeus zand		
			5	sterk humeus zand	verspoelde bodem	
			25	humeus zand, grind		
160	wit medium zand					
200	huneus zand, bruin, vlekkelig, laagjes	humeus niveau in Heksenberg?				
230	minder humeus					
260	wit zand					
280	humeus zand bruin					
330	licht humeus zand, tot wit					
8	50,925005	6,006601	10	humeus grijs zand		
			30	grijs zand	hellingpuin	
			60	grijs zand, , veel grof grind en stenen, gerolde vuursteen		
			120	grijs-bruin zand, bodem		
			140	zwart humeus zand	getrunceerde podzol B	
			150	lichter humeus		
			330	wit zand af en toe humeuze band		
9	50,925832	6,001714	50	verstoorde podzol materiaal, humeus, grijs, scherpe grens		
			150	licht bruingrijs medium zand		
			340	medium zand, lichte en humeuze banden		
10	50,9297	6,004678	10	licht humeus zand		
			30	humeus donkergrijs zand		
			60	wit zand, wat grind		
			130	wit zand geen grind		
			145	humeus zand		
			150	zeer sterk humeus zand, zwart		
			155	zand, limoniet, oranje	paleo gley bodem?	
			360	gelig medium zand, steeds lichter van kleur tot wit		

Bijlage 1b. Resultaten XRF-bepalingen

BULK MONSTERS															
Boring	diepte	Fe2O3	MnO	TiO2	CaO	K2O	P2O5	SiO2	Al2O3	MgO	Na2O	BaO	LOI %	Ca+K+Mg+Na	Fe + Al
110-40		0.036	0.001	0.122	0.007	0.159	0.002	100.157	0.338	0.020	0.027	0.008	0.388	0.213	0.374
230-60		0.006	0.000	0.029	0.000	0.006	0.000	100.013	0.015	0.013	0.015	0.004	0.268	0.034	0.021
350-80		0.064	0.001	0.051	0.000	0.019	0.003	99.977	0.227	0.021	0.015	0.003	0.225	0.055	0.291
430-70		0.027	0.001	0.032	0.000	0.013	0.029	99.026	1.006	0.013	0.016	0.005	1.471	0.042	1.033
520-60		0.074	0.001	0.074	0.001	0.281	0.003	98.872	0.601	0.024	0.027	0.011	0.390	0.333	0.675
610-50		0.182	0.001	0.087	0.100	0.396	0.003	98.468	1.367	0.050	0.036	0.015	2.731	0.582	1.549
725-60		0.006	0.001	0.030	0.000	0.006	0.000	99.512	0.009	0.012	0.013	0.002	0.296	0.031	0.015
825-70		0.047	0.001	0.115	0.003	0.033	0.002	99.412	0.157	0.016	0.018	0.007	1.649	0.070	0.204
950-80		0.037	0.001	0.109	0.000	0.008	0.001	100.816	0.086	0.018	0.016	0.002	0.676	0.042	0.123
1030-60		0.042	0.001	0.112	0.000	0.038	0.000	99.935	0.162	0.016	0.021	0.005	0.529	0.075	0.204
1250-300		0.028	0.001	0.037	0.000	0.011	0.000	99.854	0.067	0.015	0.014	0.004	0.107	0.040	0.095
2270-300		0.010	0.001	0.038	0.000	0.012	0.001	100.123	0.037	0.013	0.014	0.005	0.146	0.039	0.047
3290-330		0.048	0.001	0.098	0.000	0.011	0.000	98.449	0.160	0.021	0.015	0.003	0.112	0.047	0.208
4290-340		0.012	0.001	0.029	0.000	0.014	0.004	100.144	0.094	0.012	0.015	0.005	0.170	0.041	0.106
5350-400		0.121	0.001	0.080	0.003	0.451	0.005	99.172	1.069	0.033	0.038	0.017	0.625	0.525	1.119
6300-370		0.125	0.001	0.070	0.002	0.413	0.003	98.957	0.998	0.034	0.035	0.016	0.346	0.484	1.123
7330-340		0.030	0.001	0.080	0.000	0.009	0.001	100.825	0.055	0.015	0.015	0.003	0.758	0.039	0.085
8250-330		0.035	0.001	0.064	0.000	0.131	0.002	99.065	0.402	0.018	0.021	0.009	0.281	0.170	0.437
9300-340		0.028	0.001	0.044	0.000	0.008	0.007	98.798	0.092	0.013	0.015	0.002	0.397	0.036	0.112
10330-360		0.062	0.001	0.030	0.000	0.024	0.001	100.102	0.299	0.020	0.014	0.004	0.228	0.058	0.361
LICHTE FRACTIE															
110-40		0.009	0	0.033	0	0.073	0	99.805	0.119	0.014	0.019	0.005	0.153	0.106	0.128
230-60		0.002	0	0.017	0	0.006	0	100.745	0	0.011	0.015	0.004	0.146	0.032	0.002
350-80		0.044	0.001	0.023	0	0.014	0.002	100.086	0.143	0.016	0.014	0.003	0.241	0.044	0.187
430-60		0.034	0.001	0.027	0.001	0.01	0.012	98.797	0.531	0.014	0.015	0.005	0.865	0.040	0.565
520-60		0.042	0.001	0.041	0	0.265	0.002	98.778	0.466	0.02	0.027	0.012	0.232	0.312	0.508
610-50		0.061	0.001	0.043	0.002	0.36	0.002	99.792	0.697	0.023	0.033	0.015	0.265	0.418	0.758
725-60		0.004	0	0.025	0	0.007	0.003	99.969	0	0.011	0.013	0.002	0.152	0.031	0.004
825-70		0.009	0	0.025	0.001	0.012	0	100.763	0.024	0.015	0.015	0.004	0.206	0.043	0.033
950-80		0.002	0	0.024	0	0.005	0	99.847	0	0.011	0.013	0.002	0.138	0.029	0.002
1030-60		0.012	0	0.038	0	0.048	0.001	100.102	0.114	0.013	0.017	0.005	0.701	0.078	0.126
1250-340		0.011	0	0.022	0	0.007	0.001	100.096	0.011	0.012	0.015	0.004	0.116	0.034	0.022
2270-300		0.004	0.001	0.023	0	0.009	0	100.382	0.012	0.012	0.015	0.005	0.138	0.036	0.016
3270-290		0.021	0	0.027	0	0.009	0	98.951	0.058	0.014	0.014	0.003	0.169	0.037	0.079
4310-340		0.012	0.001	0.023	0	0.014	0.002	100.765	0.066	0.014	0.017	0.005	0.174	0.045	0.078
5400-420		0.031	0.001	0.039	0.001	0.332	0.002	99.549	0.535	0.018	0.033	0.014	0.225	0.384	0.566
6360-370		0.036	0.001	0.041	0.002	0.297	0.002	98.077	0.518	0.018	0.03	0.013	0.194	0.347	0.554
7300-340		0.008	0.001	0.024	0	0.007	0	100.363	0.007	0.012	0.014	0.003	0.122	0.033	0.015
8320-330		0.018	0.001	0.032	0	0.109	0	100.046	0.225	0.014	0.019	0.008	0.163	0.142	0.243
9250-350		0.005	0	0.025	0	0.006	0.001	99.051	0.009	0.012	0.014	0.002	0.447	0.032	0.014
10300-330		0.014	0.001	0.028	0	0.009	0	100.019	0.072	0.014	0.014	0.003	0.300	0.037	0.086
ZWARE FRACTIE															
110-40		8.455	0.233	39.363	0.163	1.514	0.186	33.059	14.581	1.537	0.792	0.116	0.370	4.006	23.036
230-60		6.197	0.077	24.167	0.155	0.465	0.077	38.266	25.251	3.098	1.936	0.310	0.207	5.654	31.448
350-80		7.153	0.048	24.020	0.193	0.435	0.145	33.763	30.110	2.900	1.184	0.048	0.340	4.712	37.263
430-60	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
520-60		7.642	0.166	39.374	0.208	5.815	0.291	20.069	23.487	1.703	0.976	0.270	0.341	8.701	31.129
610-50		7.465	0.156	32.971	0.187	10.202	0.218	15.768	29.705	1.649	1.213	0.467	0.417	13.251	37.170
725-60		4.963	0.098	15.133	0.000	0.295	0.049	64.279	12.529	1.621	0.934	0.098	0.250	2.850	17.492
825-70		9.017	0.262	33.709	0.080	0.137	0.046	45.532	9.564	1.186	0.433	0.034	0.336	1.835	18.582
950-80		11.351	0.270	31.788	0.173	0.051	0.090	33.190	20.533	1.893	0.661	0.000	0.418	2.778	31.884
1030-60		7.568	0.203	37.316	0.107	0.492	0.139	40.900	11.480	1.283	0.481	0.032	0.714	2.362	19.048
1250-340		3.101	0.046	13.399	0.069	0.208	0.023	66.653	14.093	1.574	0.764	0.069	0.224	2.615	17.194
2270-300		8.115	0.110	31.254	0.000	0.987	0.219	32.448	20.836	3.180	2.303	0.548	0.245	6.470	28.951
3270-290		6.490	0.059	24.884	0.215	0.254	0.078	37.936	26.214	2.737	1.075	0.059	0.234	4.281	32.703
4310-340		7.043	0.119	30.322	0.000	1.910	0.478	24.077	29.725	3.343	2.388	0.597	0.235	7.640	36.768
5400-420		7.521	0.173	40.691	0.243	10.745	0.312	6.522	30.016	1.872	1.456	0.451	0.309	14.315	37.537
6360-370		8.628	0.182	38.883	0.364	10.158	0.255	7.390	30.436	1.893	1.383	0.437	0.288	13.798	39.065
7300-340		11.347	0.285	32.930	0.198	0.083	0.119	35.977	16.901	1.880	0.514	0.028	0.344	2.414	28.248
8320-330		7.804	0.145	32.627	0.193	1.718	0.193	32.402	21.805	2.071	0.915	0.128	0.310	4.897	29.608
9250-350		8.530	0.177	25.160	0.151	0.177	0.126	40.520	21.929	2.221	0.959	0.050	6.505	3.508	30.459
10300-330		6.822	0.100	26.587	0.100	1.003	0.100	28.367	31.101	3.411	2.107	0.301	0.303	6.622	37.924
GROVE FRACTIE > 0.5mm															
110-40		0.02	0.001	0.079	0.01	0.03	0.002	100.165	0.137	0.021	0.019	0.004	1.364	0.080	0.157
825-70		0.11	0.001	0.011	0.012	0.022	0.002	99.406	0.043	0.015	0.033	0.033	1.551	0.082	0.153
1030-60		0.153	0.001	0.039	0.001	0.018	0.003	100.559	0.076	0.014	0.019	0.009	0.631	0.052	0.229

MV=massavolume, OS=organische stof. X-olsen= parameter gemeten met Olsen-extractie, Xz=parameter gemeten in het zoutextract, Xs=parameter gemeten in het Strontiumextract. Xt=parameter gemeten met destructie. Geen waarde: concentratie was zo laag dat deze nagenoeg verwaarloosbaar is.

ID	MV	OS	P-Olsen	pHz	NO3-z	NH4+z	Alz	Caz	Fe z	Kz	Mgz	Mnz	Pz	BVs	CECs	Alt	Cat	Fe t	Kt	Mgt	Mnt	Pt
diepte (cm-mv)	kg/l	%	µmol/kg		µmol/kg	µmol/kg	µmol/kg	µmol/kg	µmol/kg	µmol/kg	µmol/kg	µmol/kg	µmol/kg	%	meq/kg	mmol/kg	mmol/kg	mmol/kg	mmol/kg	mmol/kg	mmol/kg	mmol/kg
41A 10-40	0,92	8,73	344,0	2,72	12,3	156,0	1996,5	1796,6	20,7	305,7	255,1	4,8	4,8	11,1	56,3	19,7	2,0	11,2	0,8	0,6	0,0	1,0
41B 40-80	1,02	0,57	37,1	3,21	1,7	5,5	137,7	243,0	4,9	217,4	39,2	0,9	0,7	24,5	11,1	2,6	0,3	0,7	0,3	0,1		0,1
41C 80-120	0,91	0,78	317,3	3,20	1,3	3,7	374,0	209,0	14,0	219,2	33,1	0,8	3,8	16,2	14,9	7,6	0,1	5,8	0,6	0,2		0,6
41D 140-180	1,03	1,45	157,2	2,99	5,0	8,1	941,3	594,1	9,4	255,5	77,7	2,0	1,5	11,3	33,7	19,9	0,8	4,6	0,8	0,4		0,4
42 0-20	1,08	1,01	70,6	3,45	1,0	3,7	276,6	292,9	5,8	261,2	184,2	3,4	0,1	34,1	11,3	10,8	0,3	44,6	0,6	0,6	0,0	1,5
43A 0-20	0,69	11,64	973,8	3,11	1,7	19,9	1453,8	4734,7	15,4	341,8	787,6	20,1	1,8	24,8	46,6	28,6	7,7	19,5	1,2	2,0	0,1	2,7
44 0-20	0,62	15,26	1195,1	3,12	0,4	7,5	1718,9	2181,8	11,8	337,7	769,2	8,3	2,1	16,4	54,9	60,0	2,7	36,8	2,1	2,7	0,2	3,9
45A 0-20	0,50	17,44	1410,6	3,69	3,6	480,8	2279,3	1307,7	22,1	561,8	887,6	16,5	5,0	12,2	70,5	31,4	2,9	19,7	1,9	2,6	0,1	4,2
45B 10-30	0,94	4,46	294,0	3,02	1,8	91,7	1586,5	266,2	24,1	328,1	172,5	4,1	2,8	8,9	40,9	22,7	0,4	10,1	0,7	0,5	0,0	1,4
45C 30-40	0,97	3,52	1859,6	3,25	4,1	30,1	2071,7	91,6	27,2	289,0	82,4	1,5	7,3	5,9	36,4	67,1	0,1	27,9	1,5	0,9	0,0	4,3
45D 40-170	1,05	0,45	605,0	4,02	1,1	5,1	334,4	26,9	7,2	221,2	17,7	0,5	3,9	31,8	7,3	27,1	0,0	9,0	1,3	0,5	0,0	1,4
46 0-20	0,87	9,10	306,8	2,82	0,6	4,3	1536,5	3894,8	10,4	426,9	600,9	11,4	2,3	19,9	75,0	27,0	4,8	8,0	0,6	0,7	0,0	1,3
47A 2-20	1,32	7,33	1989,6	3,65	25,8	371,0	2121,9	2056,9	9,4	474,0	475,2	22,1	2,8	33,7	51,2	226,1	4,0	58,6	2,4	3,7	0,2	10,5
47B 20-40	1,78	2,05	1154,8	3,79	9,2	148,3	1215,7	676,1	7,6	332,5	141,9	6,3	2,2	16,4	18,1	94,6	1,2	19,4	1,3	1,5	0,0	3,9
47C 40-80	1,77	1,70	647,1	3,67	5,7	124,4	909,9	413,7	6,5	288,7	83,8	4,1	1,5	16,0	17,9	30,7	0,8	7,1	0,8	0,5	0,0	1,7
47D 80-100	1,51	3,12	550,8	3,41	9,9	93,6	1798,9	773,1	29,4	282,5	97,6	7,0	1,1	9,4	35,5	78,5	1,0	7,5	1,0	0,7	0,0	2,4
48A 1-10	0,97	11,41	1807,9	3,11	25,1	267,2	2610,9	3668,8	47,4	2982,9	3101,6	69,0	13,1	27,4	97,4	234,6	8,3	96,1	9,0	12,3	0,3	10,7
48B 10-30	1,60	3,57	1017,9	3,33	11,9	207,4	2403,3	1435,2	44,0	2265,9	1513,6	24,2	4,9	19,8	57,3	138,4	1,7	42,3	4,6	5,5	0,1	3,8
48C 30-70	1,60	1,96	460,7	3,68	6,0	48,0	1670,3	443,9	210,7	1782,3	338,8	21,7	1,3	16,2	27,2	176,4	0,8	50,1	6,1	5,4	0,1	2,4
48D 70-90	1,54	2,85	646,4	3,62	4,0	60,0	1940,2	310,0	130,4	2303,9	387,8	10,8	1,2	15,5	31,4	178,3	0,7	60,4	6,4	6,4	0,1	3,0
49 0-20	1,47	3,35	745,8	3,51	1,1	80,9	1938,7	1370,7	10,6	770,1	335,2	9,9	1,5	17,1	33,0	177,8	1,6	70,5	5,1	8,3	0,2	4,3
50A 0-20	0,97	9,42	1191,6	3,17	14,1	39,0	1776,3	4327,8	32,8	1074,2	1242,7	15,5	3,2	21,6	52,1	94,1	3,6	42,8	3,7	3,8	0,1	5,5
50B 20-40	0,98	7,21	1077,6	3,25	1,6	43,3	2100,1	2470,1	45,9	901,0	736,5	16,2	2,2	15,4	45,1	101,2	3,5	44,0	3,8	3,9	0,2	5,5
50C 40-80	1,67	2,19	1060,3	3,74	0,8	5,2	1599,1	208,5	51,8	300,5	99,6	5,6	1,8	11,4	22,2	214,5	0,5	71,0	6,8	8,6	0,1	5,3

