



Ontkalking en verzuring van de Nederlandse kustduinen: status quo, toekomst en maatregelen

Ontkalking en verzuring van de Nederlandse kustduinen: status quo, toekomst en maatregelen

KWR 2019. 045 | mei 2019

Opdrachtnummer

402124.003

DPWE rappportnummer

2019.045

Projectmanager

ir. M.L. (Martin) van der Schans

Opdrachtgevers

Dunea, PWN, Waternet en Evides

Kwaliteitsborgers & projectbegeleiding

DPWE begeleidingsgroep bronnen:

Marten Annema (Evides), Patric Bacon (Dunea), Lucas Borst (PWN), Luc Geelen (Waternet), Caspar van Genunchten (PWN), Harrie van der Hagen (Dunea), Hubert Kivit (PWN), Rob Lafort (Evides), Philip Nienhuis (Waternet), Mark van Til (Waternet).

Auteurs

prof. dr. P. J. (Pieter) Stuyfzand, drs. C.J.S. (Camiel) Aggenbach en dr. Y (Yuki) Fujita

Verzonden aan

DPWE begeleidingsgroep bronnen. Dit rapport is niet openbaar en slechts verstrekt aan de opdrachtgevers van het adviesproject. Eventuele verspreiding daarbuiten vindt alleen plaats door de opdrachtgever zelf.

Jaar van publicatie
2019

Meer informatie

T +31 (0)30 60 69 552
E pieter.stuyfzand@kwrwater.nl

PO Box 1072
3430 BB Nieuwegein
The Netherlands

T +31 (0)30 60 69 511
F +31 (0)30 60 61 165
E info@kwrwater.nl
I www.kwrwater.nl

KWR Watercycle
Research
Institute

KWR | September 2013 © KWR

Alle rechten voorbehouden.
Niets uit deze uitgave mag worden veeelvoudigd, opgeslagen in een geautomatiseerd gegevensbestand, of openbaar gemaakt, in enige vorm of op enige wijze, hetzij elektronisch, mechanisch, door fotokopieën, opnamen, of enig andere manier, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van de uitgever.

DPWE Managementsamenvatting

Ontkalking en verzuring van de Nederlandse kustduinen bepaald en maatregelen voorgesteld

Auteurs Prof. dr. P. J. (Pieter) Stuyfzand, drs. C.J.S. (Camiel) Aggenbach en dr. Y (Yuki) Fujita

Op basis van recente en oudere metingen aan bodemkernen en grondwater is de ontkalking en verzuring van de Nederlandse kustduinen bepaald. Berekeningen met het model DUVELCHEM corresponderen goed met de meetresultaten, en zijn daarom ingezet om voorspellingen te doen en de effecten van mitigerende maatregelen te bepalen. Voorgesteld wordt om een meetnet bodemverzuring en ontkalking te implementeren en maatregelen uit te voeren om de ontkalking en verzuring van duinen te stoppen of te vertragen, zoals (re)activatie van stuifkuilen; verhoging van de grondwaterstand in duinvalleien; kerven aanbrengen in de zeereep of drastische beperking van de atmosferische depositie van NOX en NHY.

Belang: ontkalking en verzuring bedreigen soorten en grondwater in grijze duinen

Ontkalking en verzuring bedreigen de soorten-samenstelling in kalkrijke grijze duinen (prioritair habitatype H2130A). In droge duinen kan door ontkalking en verzuring meer fosfaat beschikbaar komen en eutrofiëring ontstaan. De gevolgen voor de grondwaterkwaliteit bestaan vooral uit daling van de pH en de totale hardheid, en toename van aluminium en zware metalen. Duinwaterbedrijven willen weten hoe sterk en hoe snel droge duinen ontkalken en verzuren door autonome processen, klimaatverandering, verandering in atmosferische depositie, ingrepen in natuur of vegetatie en veranderende grondwaterstanden.

Aanpak: methoden getest en ingezet voor kwantificatie ontkalking en verzuring

Het ontkalkingsproces is gekwantificeerd langs twee wegen:

- bodemanalyse op kalk (CaCO_3) om de gemiddelde ontkalkingssnelheid vast te stellen sinds fixatie van het landschap en de start van bodemvorming;
- Ca-analyse van ondiep grondwater onder de ontkalkingszone om de actuele ontkalkingssnelheid te bepalen.

Hiervoor zijn bestaande metingen geïnventariseerd en uitgewerkt, kalkanalysemethoden getest, bodem- en grondwatermonsters verzameld en met de beste methoden gemeten, en toekomstscenario's en effecten van maatregelen gemodelleerd.

Resultaten: methoden, bodemanalyses, grondwateranalyses, prognoses

Methoden

Gedurende het onderzoek zijn zes bodemkalk-analysemethoden getest. Hieruit blijkt XRF (röntgenfluorescentie) het gunstigst omdat ze een lage detectielimiet kent tegen relatief lage kosten. Drie bestaande methoden om de ontkalkingssnelheid te bepalen via bodem- en wateranalyses zijn verder geoptimaliseerd.

Ontkalking volgens bodemanalyses

In vier duingebieden (één van elk DPWE-bedrijf) zijn langs een raai loodrecht op de kust van zeereep tot binnenduinrand twaalf of dertien meetpunten onderzocht op onder meer kalkgehalte (met Ca_{XRF} en TGA) en ontkalkingsdiepte (met de audiovisuele bruistest). De meetresultaten laten de bekende gradiënt zien: landinwaarts diepere ontkalking, met in de vastelandsduinen een zuidwaarts toenemende ontkalkingsdiepte, onder andere vanwege een afnemend primair kalkgehalte van het duinzand. De ontkalkingssnelheid hangt ook af van de begroeiing. In de vier kalkrijke megalysimeters bij Castricum was de ontkalkingssnelheid in 2014 9 cm/eeuw op kale grond, 19 onder duinstruweel, 14 onder eiken en 11 onder dennen. Voor enkele oude strandwallen in het Rhenodunale (kalkrijke) district zijn ontkalkingssnelheden berekend van 7-10 cm/eeuw. Voor het kalkarme Waddendistrict op ZW-Texel, in met OSL (Optically Stimulated Luminescence) gedateerd duinzand van 6-477 jaar, zijn ontkalkingssnelheden berekend van 30-100 cm/eeuw. De ruimtelijke variaties in het primair kalkgehalte (moedermateriaal zonder ontkalking) en in de ontkalkingsdiepte zijn vrij groot, in

samenhang met allerlei natuurlijke variaties en menselijke ingrepen. De dikte van de ontkalkingszone (van 0 tot 100% ontkalking) is belangrijk, maar lastig te bepalen. Data van de Kennemerduinen en Castricumse lysimeters suggereren dat deze zone 0.5-2 maal de dikte van de volledig ontkalkte zone is.

Huidige ontkalkingssnelheid volgens grondwateranalyses

In 2018 zijn 28 zeer ondiepe peilbuizen geplaatst in de Luchterduinen en twee maal bemonsterd voor analyse van de grondwaterkwaliteit ruim onder de ontkalkingszone. Ook zijn eenmalig 21 minifilters bemonsterd uit minifilterboring 24H.470 (Tilanuspad, Amsterdamse Waterleidingduinen). De gecorrigeerde Ca-concentraties geven voor de Luchterduinen een gemiddelde, huidige ontkalkingssnelheid van 19 en voor 24H.470 van 15 cm/eeuw.

Historische metingen aan peilbuizen (1911-2018) en aan de vier lysimeters bij Castricum (1941-1998) laten zien dat de ontkalkingssnelheid grote jaarlijkse variaties kent.

De effecten van verschillen in primair kalkgehalte en begroeiingstype worden zichtbaar in onderzoek uit 1980-1983 in de duinen van Camperduin tot en met Langevelde Slag. De ontkalkingssnelheid in de kalkarme duinen is gemiddeld 5 maal hoger dan in de kalkrijke duinen (63 versus 13 cm/eeuw). Van verschillende begroeiingstypen zonder veeninteractie vertoont duinstruweel gemiddeld de hoogste (14-19 cm/eeuw) en dennenbos de laagste huidige ontkalkingssnelheid (8-12 cm/eeuw). De interactie met veen leidt tot een significant hogere ontkalkingssnelheid, maar daarbij gaat het om de opgetelde ontkalking direct onder maaiveld en onder het veen.

Alle bemonsterde grondwateren waren (vrijwel) basisch (pH>6.2) en kalkverzadigd.

Prognoses

Met het 1D-model DUVELCHEM (DUne VEgetation Lens CHEMistry) zijn de hydrogeochemische consequenties berekend, waaronder de ontkalkings- en verzuringssnelheid van diverse scenario's voor droge kustduinen. Historische veranderingen in atmosferische depositie en grondwaterstand hebben een zeer grote impact op de ontkalkingssnelheid en Ca-concentratie, vooral doordat in een open systeem (boven de grondwaterspiegel) aanzienlijk meer kalk oplost dan in een gesloten systeem (eronder). De relatief korte periode met duidelijk verhoogde atmosferische zuurdepositie (~1900-2010) leidt tot

significant hogere Ca-concentraties (van ~70 tot max. 100 mg/L), een ontkalkingssnelheid (van ~11 tot max. 17 cm/eeuw) en een verzuringssnelheid (van 2-8 naar 12-15 cm/eeuw).

Versillen in duinbegroeiing (kaal met mossen, duinstruweel of dennen) hebben grote invloed op de waterkwaliteit (Ca), maar minder op de ontkalkings- en verzuringssnelheid, omdat afname van de grondwateraanvulling Ca-toename bij toenemende begroeiing tegenwerkt.

De effecten van worstcase klimaatscenario W_H (KNMI 2014), aangevuld met extrapolaties voor de jaren 2100 en 2200, tonen vooral veranderingen in ontkalkingssnelheid door stijging van de grondwaterstand als gevolg van zeespiegelstijging.

Maatregelen

Kansrijke maatregelen om ontkalking en verzuring van duinbodems te stoppen of te vertragen zijn:

- (re)activatie van stuifkuilen (zorgt voor lokale eolische bekalking);
- verhoging van de grondwaterstand in duinvalleien (leidt tot kwel en antiverzuring);
- kerven aanbrengen in de zeereep, eventueel in combinatie met het strippen van de begroeiing op de eerste paraboolduinen (vergt veel onderhoud!); en
- drastische beperking van de atmosferische depositie van NO_x en NH_y.

Het kan meerdere jaren tot decennia duren eer de eerste twee maatregelen effect sorteren.

Implementatie: monitoring en maatregelen

Voorgesteld wordt om een meetnet bodemverzuring en ontkalking te implementeren, met aansluiting op het Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit en om één of meer van de vier genoemde maatregelen uit te voeren om ontkalking en verzuring van duinen te stoppen of te vertragen.

Rapport

De resultaten van dit onderzoek vindt u in KWR 2019.045 *Ontkalking en verzuring van de Nederlandse kustduinen: status quo, toekomst en maatregelen*.

De begeleidingsgroep van dit DPWE-project bestond uit Marten Annema (Evides), Patric Bacon (Dunea), Lucas Borst (PWN), Luc Geelen (Waternet), Caspar van Genuchten (PWN), Harrie van der Hagen (Dunea), Hubert Kivit (PWN), Rob Lafort (Evides), Philip Nienhuis (Waternet) en Mark van Til (Waternet).

Inhoudsopgave

Managementsamenvatting	3
1 Inleiding	7
1.1 Aanleiding en doel	7
1.2 Aanpak	8
1.3 Enkele begrippen en definities	8
1.4 Eerder onderzoek naar kalkgehalte duinzand	8
2 Materiaal & methoden	9
2.1 Kalkbepaling aan test-set van 21 duinzandmonsters	9
2.2 Snap-shot survey bodemkwaliteit	9
2.3 Omrekening van Ca-totaal (met XRF) naar kalkgehalte	11
2.4 Snap-shot survey grondwaterkwaliteit	11
2.5 Ontkalkingssnelheid via 3 methoden	13
2.6 Verzuringssnelheid	16
3 Vergelijking en keuze van methoden ter bepaling van Ca en CaCO₃ in grond	17
4 Ruimtelijke (en temporele) variaties in kalkgehalte en ont kalkingsdiepte	21
4.1 Globale resultaten van snap-shot survey 2017	21
4.2 Ruimtelijke variaties in ont kalkingsdiepte	25
4.3 Ruimtelijke variaties in het moeder materiaal	31
4.4 Dikte van de overgangszone	31
4.5 Trendmatige ontwikkeling gemeten langs transect in Luchterduinen 1992-2011	32
4.6 Uitloogsnelheid gemeten langs transecten wereldwijd	36
4.7 Metingen in en bij de lysimeters Castricum	39
4.8 Metingen op Texel in 2009-2014	41
4.9 Metingen in duinen en strandwallen ten zuiden van Zandvoort aan Zee	43
4.10 Kleinschalige effecten	44
5 Calcium uitloging gemeten in ondiep duingrondwater	46
5.1 Verdiscontering extra depositie van kalkrijk atmosferisch stof	46
5.2 Eerder onderzoek: 28 plots in 1980-1983	48
5.3 Presentatie resultaten snap-shot survey 2018 en 1979-2007	51
5.4 Effecten van verschil in veeninteractie	52
5.5 Kalkuitloging de afgelopen 39 jaar	54
5.6 Ontkalking van de lysimeters te Castricum in de periode 1944-1998	55
5.7 Trendmatige ontwikkeling in de periode 1901-2018	56
5.8 Vergelijking met situaties buiten Nederland	57
6 Koolzuurgas, zuurgraad (pH) en verzuring	59
6.1 Koolzuurgasmetingen in onverzadigde zone	59
6.2 Eerder pH onderzoek	61
6.3 Resultaten van de meetcampagne 2017-2018	63
7 Modelling en prognose snelheid ont kalking en bodemverzuring	64
7.1 Het model DUVELCHEM in vogelvlucht	64
7.2 De 9 potentiële ont kalkingsscenario's in DUVELCHEM	65
7.3 Effecten van veranderingen in atmosferische depositie en grondwaterstand	67
7.4 Gevolgen van verandering/verschil in begroeiing	71
7.5 Prognose gecombineerde effecten van klimaatverandering plus zeespiegelstijging	72

7.6	Maatregel 1: bekalking door (re)activatie van stuifkuilen	73
7.6.1	Schematisatie van een stuifkuil en processen	73
7.6.2	Ontkalking na stabilisatie van stuifkuil en accumulatiegebied	76
7.7	Maatregel 2: antiverzuring door herstel kwel	77
7.8	Maatregel 3: aanbrengen kerven in de zeereep	79
7.9	Maatregel 4: verdere reductie NO _x en NH _y emissie	80
8	Samenvatting, conclusies en aanbevelingen	82
8.1	Samenvatting en conclusies	82
8.2	Aanbevelingen	86
9	Literatuur	87
BIJLAGE 1:	Locatiekaart en -data ondiepe waarnemingsputten Luchterduinen	95
BIJLAGE 2:	Protocol voor plaatsing van 28 ondiepe peilbuizen	105

1 Inleiding

1.1 Aanleiding en doel

Aanleiding

Kalkgehalten van de bodem zijn sterk bepalend voor de vegetatie en grondwaterkwaliteit, ook in duingebieden. De aanwezigheid van kalk of kalkrijk grondwater is essentieel voor de stabiele ontwikkeling van veel voedselarme vegetaties in het Nederlandse duingebied (Grootjans et al. 1995, 2007). Zo zijn er aanwijzingen dat ontkalking de soortensamenstelling van het prioritaire habitatype H2130A (grijze duinen – kalkrijk) negatief beïnvloedt. Verder leidt (versnelde) ontkalking in droge duinen tot verhoogde beschikbaarheid van P (en daardoor eutrofiëring), door het oplossen van eerst calciumgebonden en daarna ijzergebonden fosfaat (Kooijman et al. 1998, Kooijman & Besse 2002). Bovendien ligt er bewijs dat een verminderde kalkbeschikbaarheid voor planten leidt tot vermindering van de bloemrijkdom van de duinen met belangrijke gevolgen voor de evertelatenfauna (ibid.).

De grondwaterkwaliteit in duinen met regenwatervoeding verandert sterk zodra de bodem ontkalkt raakt (Stuyfzand 1993, 2010). De gevolgen voor de grondwaterkwaliteit bestaan daar vooral uit een daling van de pH en totale hardheid, een vermindering van de biodegradatie van organische microverontreinigingen, en een toename van Al, PO₄ en zware metalen. Ondiepe duinwaterwinningen en duinrellen zijn het meest kwetsbaar waar de ontkalking al diep voortgeschreden is en waar het primaire kalkgehalte laag is.

In duinen doorspoeld met basisch, geïnfiltreerd oppervlaktewater treedt ook ontkalking op, maar met mildere gevolgen (Stuyfzand 1986), mede omdat er veel kalk in zich vormend bodemslib neerslaat (Stuyfzand & Lüers 2000). Zuur grondwater zal in infiltratiegebieden niet voorkomen, waar het doorspoeld wordt door het van zich zelf kalkrijke rivierwater. Waar in infiltratiegebieden regenwater inzigt zal in de verre toekomst de ontkalking in de kalkrijke duinfiltratiegebieden wel verder doorzetten en zal de kalkbuffer in de bovenlaag ook opraken. De vraag is wanneer dit gebeurt en wat de gevolgen zijn. Menging van zuur ondiep duingrondwater met basisch geïnfiltreerd oppervlaktewater in pompputten kan in de toekomst tot een nieuwe vorm van chemische putverstopping leiden (naast de oude), namelijk door aluminiumhydroxiden (naast ijzerhydroxiden; Stuyfzand et al. 2016). Tijdens en na innamestops kunnen kwaliteitsvariëaties rond infiltratiepanden en kwelplassen optreden die niet meer kalkgebufferd zijn (Stuyfzand & Van der Schans 2018).

Op langere termijn (enkele decennia en meer) vormt ontkalking dus een buitengewoon belangrijke bedreiging voor kalkrijke duinecosystemen en duinwaterwinningen, en in beperkte mate ook voor kunstmatige infiltratiesystemen. Op dit moment is er beperkt inzicht in de ontkalkings- en verzuringssnelheid en hoe veranderingen in klimaat (neerslag, temperatuur, CO₂), bodemvorming, begroeiing, grondwaterstand en verzurende atmosferische depositie) daarop inwerken.

De DPWE bedrijven willen derhalve weten in welke mate de duinen zullen ontkalken, welke verandering zij kunnen verwachten en hoe hierop te anticiperen.

Doelen

Doel van voorliggend onderzoek, opgedragen door DPWE aan KWR, is het volgende:

Voorspel de mate en snelheid van ontkalking in de droge duinen als gevolg van autonome processen, klimaatverandering, verandering in atmosferische depositie, ingrepen in de natuur/ vegetatie en grondwaterstanden.

1.2 Aanpak

Het onderzoek bestaat uit navolgende 5 onderdelen, waarbij in geval van onderdelen ii en iii nieuwe metingen en inzichten gespiegeld worden aan eerdere bevindingen in onze kustduinen:

- i. Verbetering van de kalkbepaling van zandmonsters en berekening van de ontkalkingssnelheid (Ch.2 en 3);
- ii. Ruimtelijke en temporele variaties in kalkgehalte en ontkalkingsdiepte (Ch.4);
- iii. Ruimtelijke en temporele variaties in Ca concentratie in ondiep grondwater, Ca uitspoeling en ontkalkingssnelheid (Ch.5);
- iv. Koolzuurgasmetingen, pH en verzuring (Ch.6);
- v. Modelleren en prognose van ontkalking en verzuring, met enkele toekomstscenario's en maatregelen (Ch.7); en
- vi. Algemene conclusies en aanbevelingen (Ch.8).

1.3 Enkele begrippen en definities

Kalkuitloogsnelheid ($\text{CaCO}_{3,\text{LEACH}}$; $\text{kg m}^{-2} \text{j}^{-1}$): snelheid waarmee kalk uitloopt op basis van (i) totale (gemeten) Ca-concentratie in bodemvocht of ondiep grondwater onder de ontkalkingsgrens, na correctie voor bijdragen van andere processen dan kalkoplossing, en (ii) gemeten of geschatte grondwateraanvulling. Zie Eq.2.22.

Ontkalkingssnelheid (v_{DEC} ; m/j): snelheid waarmee het ontkalkingsfront zich verplaatst onder invloed van uitloging. Terwijl de kalkuitloogsnelheid in principe onafhankelijk is van het oorspronkelijke kalkgehalte van de bodem, speelt het oorspronkelijke (onaangetaste) kalkgehalte bij de ontkalkingssnelheid een essentiële rol volgens Eq.2.21. De bepaling geschiedt bij voorkeur door meting of berekening van de diepteligging van het midden van de kalkovergangzone, aannemende dat daarbinnen het kalkgehalte lineair met de diepte toeneemt. Als men hiervoor de diepteligging van de kalkgrens zou nemen, verwaarloost men ten onrechte dat daaronder, in de overgangzone, nog veel kalk is opgelost.

Kalkgrens: ontkalkingsdiepte ($D_{c\#}$), d.w.z. diepte waarop zich de overgang bevindt van ontkalkte en niet ontkalkte bodem. Indien te baseren op de bruistest dan bij 0.2-0.5% kalk, indien te baseren op correcte kalkbepaling dan bij 0.05% kalk.

Zuurfront: diepte waarop pH = 5.5 met erboven lagere en eronder hogere pH. Altijd boven kalkgrens.

50% ontkalkingsdiepte: diepte halverwege kalkovergangzone waar bodem 50% ontkalkt is (D_c).

Kalkovergangzone: zone tussen volledig ontkalkte en volledig maagdelijke (niet-ontkalkte) bodem.

Bulk depositie: de bruto neerslag opgevangen door een altijd openstaande, chemisch inerte collector.

Interceptiedepositie: de extra droge depositie door een (begroeid) landoppervlak ten opzichte van een bulk regencollector.

Indampingsfactor: factor waarmee stofconcentratie in regenval vermenigvuldigd wordt om concentratie in grondwateraanvulling te krijgen, ervan uitgaande dat alleen verdamping (waterverlies) telt.

1.4 Eerder onderzoek naar kalkgehalte duinzand

Vele onderzoekers waaronder geologen, bodemkundigen, hydrogeochemici, biologen en ecologen hebben aandacht besteed aan het kalkgehalte van duinzand langs de Nederlandse kust. Wij noemen de volgende studies in chronologische orde, wetende dat de lijst verre van volledig is: Van der Sleen 1912, Bijhouwer 1926, Boerboom 1963, Eisma 1968, Rozema et al. 1985, Stuyfzand & Lüers 1992, Stuyfzand 1993, 1998, Grootjans et al. 1995, Sival et al. 1997, Van Haperen 2009, Stuyfzand et al. 2012.

Een belangrijke discussie destijds betrof de vraag of de kalk ook een significante hoeveelheid Mg bevat, wat Van der Sleen en Eisma beweerden. Stuyfzand (1993 p.200-201) kon dat weerleggen aan de hand van geo- en hydrochemisch onderzoek: Langs Hollands kust is de Mg/Ca-verhouding <0.004 op gewichtsbasis. In Zeeland kan deze echter hoger zijn (Van Haperen 2009).

2 Materiaal & methoden

2.1 Kalkbepaling aan test-set van 21 duinzandmonsters

Met een testset van 21 uiteenlopende duinzandmonsters uit vorig onderzoek (Fujita & Aggenbach 2015b; Aggenbach et al. 2013) zijn de bruikbaarheid en betrouwbaarheid van verschillende analysemethoden van het kalkgehalte onderzocht. Centraal hierbij stond de vraag of de totaalanalyse van Ca met de handheld XRF (Niton XL3t GOLD) na enkele correcties bruikbaar zou zijn voor grootschalige toepassing.

De geteste methoden zijn in Tabel 2.1 aangegeven. Zij worden incl. analyseprotocollen nader besproken door Ringrose & Veenstra (2017). De extractie van Ca verliep deels sequentieel, n.l. via eerst 10% HCl ($\text{Ca}_{\text{CaCO}_3} + \text{Ca}_{\text{EXCH}}$) en vervolgens $\text{H}_2\text{O}_2 + \text{HNO}_3$ (Ca_{SOM}). Ca_{SOM} is de Ca-fractie die sterk gebonden is aan de organische stof (dus exclusief Ca_{EXCH}). In het residu van beide extracties werd silicaatgebonden Ca bepaald met XRF. Bij de kalkanalyse via pyrolyse en TGA is aangenomen dat alle carbonaat aanwezig is als CaCO_3 . Dit houdt in dat andere carbonaten zoals dolomiet, sideriet en rhodochrosiet dus verwaarloosd zijn, hetgeen volgens Stuyfzand (1993) geoorloofd is voor de vastelandsduinen. In de Middenduinen op Goeree zouden dolomiet en sideriet in beperkte mate deel kunnen uitmaken van de carbonaatmineralen (Van Haperen 2009).

Uitwisselbaar Ca is bepaald na extractie met SrCl_2 , in combinatie met de bepaling van de andere uitwisselbare kationen (Na, K, Mg, Al, Fe, H) en de CEC volgens Bascomb.

TABEL 2.1. Overzicht van de 9 geteste analyse methoden. * = resultaten Ringrose & Veenstra (2017), overige bepalingen uit verleden.

Bepaling	Code	Beschrijving methode	Sub-sample
Ca totaal	Ca-TOT	Ca totaal gemeten met XRF en gecorrigeerd op basis van relatie met gevalideerde labdata van Stuyfzand et al. (2012).	1 *
CaCO3-CO2	CaCO3-PYR	Pyrolyse. Berekend uit verschil in koolstofgehalte tussen in lab wel en niet ontcalcite monsters	2
CaCO3-CO2	CaCO3-TGA	Thermo gravimetrische analyse (TGA). Gewichtsverlies van 600 °C tot 1000 °C	3
CaCO3-CO2	CaCO3-HCLww	Nat gewichtsverlies na ontsluiting met HCl	4 *
CaCO3-CO2	CaCO3-HCLwd	Droog gewichtsverlies na ontsluiting met HCl	4 *
CaCO3-Ca	CaCO3-Ca-HCl	Ca na ontsluiting met HCl (dosis afgestemd op CaCO3-TGA) - Ca-EXCH	4 *
Uitwisselbaar Ca	Ca-EXCH	Ca in SrCl_2 extract	5
Ca gebonden in SOM	Ca-SOM	Ca in H_2O_2 extract (na oxidatie). Niet uitwisselbaar Ca	4 *
Ca in silicaten	Ca-SIL	rest Ca na HCl behandeling en oxidatie, gemeten met XRF.	4 *

2.2 Snap-shot survey bodemkwaliteit

In 4 duingebieden, van de DPWE-bedrijven elk 1, zijn 12-13 meetpunten langs een raai loodrecht op de kust van zeereep tot binnenduintrand onderzocht op o.a. kalkgehalte, van maaiveld tot doorgaans 50 cm-MV en incidenteel tot 4 m-MV. De locaties zijn weergegeven in Fig.2.1. De boringen zijn verricht in de periode 22 maart-medio april 2017, met de humushapper tot 0.3-0.4 m diepte, daaronder met de Edelman-boor en indien onder de grondwaterspiegel met de handpuls (incl. verbuizing).

De audiovisuele HCl-bruistest is in het veld uitgevoerd ter bepaling van de ontkalkingsdiepte. De bruistest kent 4 niveaus (Tabel 2.2): klasse 1 (geen zichtbare en geen hoorbare bruis), klasse 2 (hoorbare maar geen zichtbare bruis), klasse 3 (net zichtbare bruis) en klasse 4 (duidelijk zichtbare, sterke bruis). De ontkalkingsdiepte is hier grotendeels bepaald als de overgang van klasse 1/2 naar 3/4. In het Waddendistrict dient het subtielere onderscheid gemaakt te worden om zinvol te zijn.

TABEL 2.2. De 3-4 bruistest-klassen volgens Locher & De Bakker (1987 p.40; alle grond) en voor duinzand (gebaseerd op data in Eiselin et al. 2012). Onderscheid tussen 1 en 2 alsmede tussen 3 en 4 is moeilijk.

Effervescence class	Audiovisual reaction	Audiovisual class	CaCO ₃ range [%]	number of samples
Locher & De Bakker 1987: all Dutch soil types				
1	Not visible, not audible	no CaCO ₃	<0.5	
2	Not visible but audible	Slightly calcareous	0.5 - 1.0 à 2.0	
3	Visibly effervescent	Calcareous	>1 à >2	
Eiselin et al. 2012: dune soils Kennermerduinen, W-Netherlands				
1	Not visible, not audible	no CaCO ₃	0 - 0.2	12
2	Not visible but audible	Slightly calcareous	0.2 - 0.5	3
3	Visibly weakly effervescent	Calcareous	0.8 - 2.2	7
4	Visibly strongly effervescent	High CaCO ₃ content	1.2 - 11.0	115

Er zijn in totaal 589 monsters genomen. Daarvan zijn er 200 geselecteerd voor lab-analyse op pH en EC (in suspensie van 10 gram nat monster met 25 ml milliQ water, na 2 uur schudden met 150 rpm), droogrest (65°C, 2 dagen in stoof) en totaal-element analyse met de handheld XRF (na malen van ~30 ml gedroogd monster met kogelmaler Pulverisette 7 van Fritsch, gedurende 3 minuten bij 800 rpm). De analyseresultaten betreffen naast Ca (LOD = 125 ppm) ook die van de volgende elementen met tussen haakjes de geschatte LOD in ppm: Al (3000), Ba (50), Cl (60), Cr (45), Fe (200), K (300), Mn (120), Nb (5), Pb (10), S (500), Si (5000), Sr (30), Ti (25), Zn (15) en Zr (15). In apart genomen monsters is de droge bulkdichtheid (soortelijk gewicht) bepaald. Voor details m.b.t. het verrichte veld- en labwerk zij verwezen naar Ringrose & Veenstra (2017). In later stadium zijn alle 200 geselecteerde monsters door het VU-sediment lab geanalyseerd op organische stof (gloeirest bij 330, 450 en 550°C) en kalk (1000°C), via TGA.

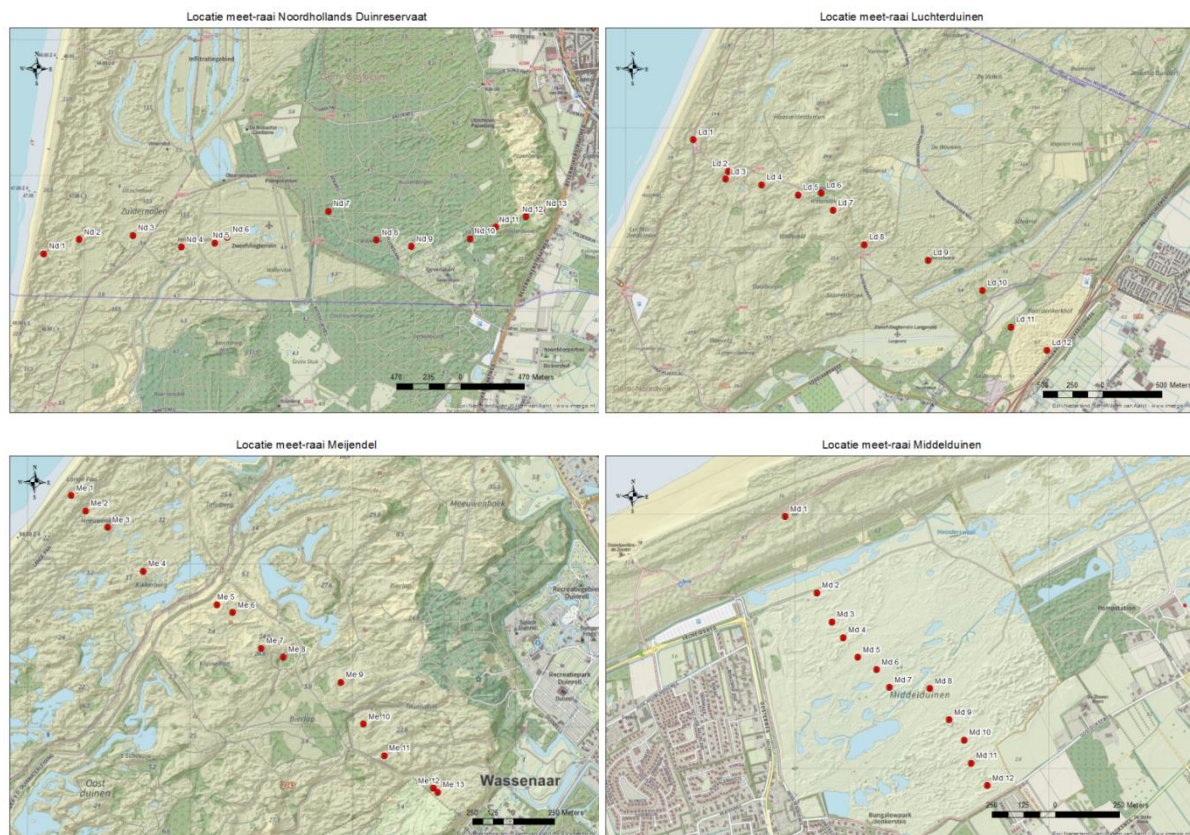


FIG. 2.1. Locatie van de 4 meetraaien in de 4 DPWE-duingebieden.

2.3 Omrekening van Ca-totaal (met XRF) naar kalkgehalte

De conversie van Ca-totaal (% d.g.) naar kalk (CaCO_3 ; % d.g.) vergt de volgende berekening, waarbij ontbrekende analyses geschat zijn volgens onderstaand recept:

$$\text{CaCO}_3 = 2.497 (\text{Ca}_{\text{TOT}} - \text{Ca}_{\text{EXCH}} - \text{Ca}_{\text{SOM}} - \text{Ca}_{\text{SIL}} - \text{Ca}_{\text{H}_2\text{O}}) \quad (2.1)$$

$$\text{met: } \text{Ca}_{\text{TOT}} = -5.67 \cdot 10^{-16} \text{Ca}_{\text{XRF}}^4 + 1.55 \cdot 10^{-10} \text{Ca}_{\text{XRF}}^3 - 1.19 \cdot 10^{-5} \text{Ca}_{\text{XRF}}^2 + 1.05 \text{Ca}_{\text{XRF}} + 662 \quad (2.2)$$

$$\text{Ca}_{\text{EXCH}} = 0.002004 \cdot \beta_{\text{Ca}} \cdot \text{CEC}_C \quad (2.3)$$

$$\text{Ca}_{\text{SOM}} = 0.006 \cdot \text{SOM} \quad (2.4)$$

$$\text{Ca}_{\text{SIL}} = 0.127 \quad (2.5)$$

$$\text{Ca}_{\text{H}_2\text{O}} = X_{\text{GW}} (1 - f_{\text{DW}}) / f_{\text{DW}} \text{ met } X_{\text{GW}} = 10 \text{ if } \text{pH} < 6, 100 \text{ if } \text{pH} = 6-8, 50 \text{ if } \text{pH} > 8 \quad (2.6)$$

$$\text{CEC}_C = F_{\text{CLAY}} L + 2.55 f_{\text{ORG}} (\text{pH} - 1.16) \text{ SOM} \quad (2.7)$$

$$\beta_{\text{Ca}} = 18.23 - 0.00292 \cdot \text{pH}^5 + 0.0916 \cdot \text{pH}^4 - 1.1136 \cdot \text{pH}^3 + 6.484 \cdot \text{pH}^2 - 17.716 \cdot \text{pH} \quad (2.8)$$

$$\text{SOM} = a \cdot 3.19 (1 - f_{\text{DW}})^{1.9278} \quad \text{alleen indien SOM niet gemeten} \quad (2.9)$$

$$\text{if } \text{pH}_{\text{H}_2\text{O},\text{M}} \text{ if } \leq 7: \quad \text{pH} = \text{pH}_{\text{H}_2\text{O},\text{M}} \quad \text{else: } \text{pH} = 7 + \frac{1}{2}(\text{pH}_{\text{H}_2\text{O},\text{M}} - 7) \quad (2.10)$$

Waarin:

Ca_{TOT} , Ca_{XRF} , Ca_{EXCH} , Ca_{SOM} , Ca_{Si} , $\text{Ca}_{\text{H}_2\text{O}}$ = calcium gehalte, resp. totaal, met handheld XRF bepaald, uitwisselbaar, gebonden aan org. stof, silicaatgebonden en in bodemvocht opgelost [% d.g.]

β_{Ca} = fractie Ca aan de kationuitwisselaar, gebaseerd op data in Stuyfzand & Lúers 1992 [-]

CEC_C = berekende kation uitwissel capaciteit [meq/kg d.g.].

L = lutum gehalte (korrelfractie < 2 μ m) in [% d.g.]. L = 0.7 % gesteld, zijnde een gemiddelde waarde voor de kustduinen.

F_{CLAY} = gemiddelde CEC van kleifraction, hier gesteld op 540 meq/kg, dus 5.4 meq per lutum%.

f_{ORG} = reductiefactor t.g.v. onvolledige humificering van de organische stof, hier gesteld op 0.5 [-]

SOM = Soil Organic Matter (org stof; % d.g.), berekend via empirische regressie met vochtgehalte ($1 - f_{\text{DW}}$) in onverzadigde zone op basis van data in Stuyfzand & Lúers 1992), waarbij a = 0.5 als bemonsteringsdiepte > 0.3 m-MV, anders a = 1.0. Monsters in vol-capillaire zoom of grondwater kregen de SOM van het erbovenliggende monster in de onverzadigde zone.

$\text{pH}_{\text{H}_2\text{O},\text{M}}$ = gemeten pH in H_2O . Hoge, irrealistische meetwaarden (>7), als gevolg van meetmethode, zijn gecorrigeerd als $\text{pH} > 7$, omdat anders de CEC te hoog uitpakt in de berekening

f_{DW} = fractie drooggewicht [-]

De relatie tussen Ca_{TOT} en Ca_{XRF} stoelt op analyse van 103 duinzandmonsters uit het onderzoek van Stuyfzand et al. (2012), die destijds zeer nauwkeurig in het lab geanalyseerd zijn op totaal elementgehalten waaronder Ca, en die in 2015 opnieuw geanalyseerd zijn met de handheld XRF na malen (Fujita & Aggenbach 2015).

2.4 Snap-shot survey grondwaterkwaliteit

Doel van het grondwateronderzoek was om de hedendaagse Ca-uitloging van de bodem tussen maaiveld en het ondiepe grondwater te meten. Door gelijktijdige meting van o.a. Cl, Na, K, Mg en SiO_2 kan de Ca-concentratie gecorrigeerd worden voor atmosferisch zeezout, kationuitwisseling en verwerking van silicaatmineralen. De gecorrigeerde Ca-concentratie is dan toe te schrijven aan kalkoplossing (\rightarrow § 2.5). In de Luchterduinen zijn in 1978-1979, 1990-1991 en 2006 ook

grondwatermonsters geanalyseerd, die licht helpen werpen op variaties in de grondwaterkwaliteit en uitloogsnelheid van Ca en kalk.

28 nieuwe, ondiepe peilbuizen

In de Luchterduinen zijn begin april 2018 monsters genomen van ondiep duingrondwater uit 28 speciaal voor dit onderzoek ingerichte waarnemingsputten, met filter op gemiddeld 1-2 m beneden de wintergrondwaterstand. De waarnemingsputten zijn in de periode februari-maart 2018 door Waternet zelf geplaatst volgens een door Stuyfzand en Aggenbach opgegeven protocol (Bijlage 1). De peilbuislokaties zijn weergegeven in Fig.2.2 (met meer detail in Bijlage 2), terwijl de bijbehorende lokatiegegevens in Bijlage 2 staan. De peilbuizen zijn van HDPE met interne diameter van 28 mm, filterlengte van 1 m en met nylon kous omwikkeld filter. Een belangrijk deel van de peilbuizen is gesitueerd binnen of rondom stuifkuilen die onderwerp zijn van OBN, BTO of DPWE onderzoek (Ch.8 in Aggenbach et al. 2018).

Waternet verzorgde de eerste bemonstering op 9 april 2018 na zorgvuldig schoonpompen. In het veld werden pH, temp en EC gemeten, en werd na filtratie over 0,45 µm een 100 cc monster genomen, dat later in het lab ter conservering werd aangezuurd met 0,7 cc 65% HNO₃ suprapuur. KWR herhaalde de bemonstering op 7 juli 2018 (27 monsters omdat peilbuis LD38 was verdwenen), waarbij de enige afwijking tov de eerdere bemonstering bestond uit het tevens bemonsteren van 100 cc zonder aanzuring (ten behoeve van de hoofdanionen, NH₄ en DOC) en met koeling in het veld. De monsters zijn vervolgens door KWR geanalyseerd op HCO₃ en pH-lab, door Aqualab Zuid op Cl, SO₄, NO₃, NO₂, NH₄ en DOC, en door Bureau Veritas Minerals op alle kationen, spore-elementen, Cl, Br, S-totaal en P-totaal. De analyseresultaten zijn opgeslagen en verwerkt met HGC (HydroGeoChemical.xlsx; Stuyfzand 2018).

Minifilterboring 24H.470 (Tilanuspad)

De eind 1978 geplaatste minifilterboring langs het Tilanuspad (op 357 m afstand van zee; M1 in Fig.5.2) is op 6 en 12 juli 2018 bemonsterd door KWR. Het betrof 21 van de 26 oorspronkelijk werkzame minifilters tussen 0.8 m+NAP en 22.2 m-NAP. De bemonstering, veldmetingen, filtratie en analysepakketten waren identiek aan die van de 28 ondiepe peilbuizen. Uit minifilterput 24H.470 zijn in 1979, 1980, 1981, 1991 en 2007 ook grondwatermonsters geanalyseerd, die licht helpen werpen op variaties in de grondwaterkwaliteit en uitloogsnelheid van Ca en kalk.

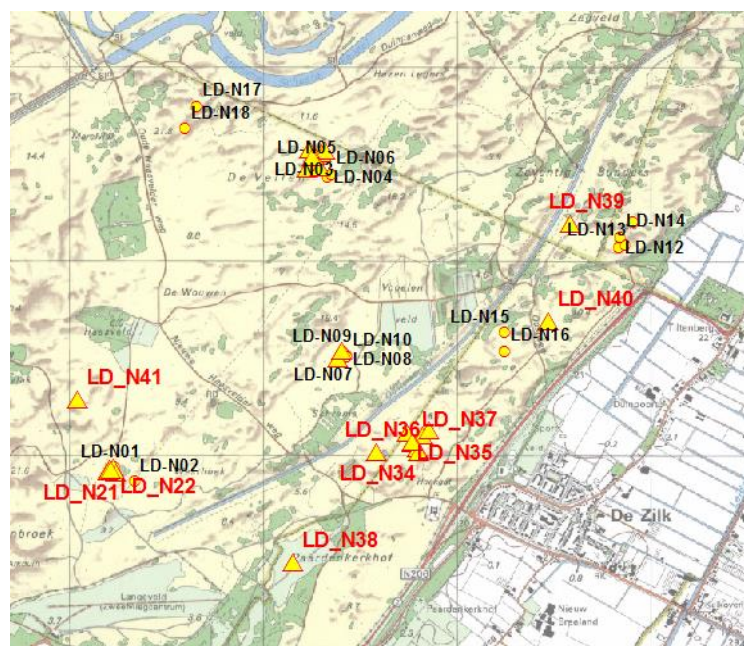


Fig. 2.2. Locatiekaart Luchterduinen met nieuwe ondiepe peilbuizen (driehoekjes met rood label), en met geïnstalleerde exclosures BTO N-mitigatie en Waternet Klimaat (gele bol met zwart label).

2.5 Ontkalkingssnelheid via 3 methoden

Er zijn in principe 3 methoden om de ontkalkingssnelheid te berekenen of te voorspellen (Stuyfzand 2010).

Methode 1

De eerste methode gaat ervan uit dat we de ouderdom van het duin(oppervlak) ($t_{\text{DUIN}}; j$) en de 50% ontkalkingsdiepte ($D_C; m\text{-MV}$) behorende bij die leeftijd kennen, zodat de (gemiddelde) ontkalkingssnelheid ($v_{\text{DEC}}; m/j$) als volgt kan worden berekend:

$$v_{\text{DEC}} = D_C / t_{\text{DUIN}} \quad (2.11A)$$

Meestal wordt echter in plaats van de 50% ontkalkingsdiepte de diepte genomen waarop zich de overgang bevindt van volledig ontkalkte (niet-bruisende) en wel bruisende bodem: $D_{C\#}$. De grens volgens de bruistest ligt bij een kalkgehalte van ~0.2% (Waddendistrict) of ~0.5% (Rhenodunaal district). Indien te baseren op correcte kalkbepaling dan zou deze grens liggen bij ~0.05% kalk. De aldus bepaalde ontkalkingssnelheid duiden we als volgt aan:

$$v_{\text{DEC}\#} = D_{C\#} / t_{\text{DUIN}} \quad (2.11B)$$

Als de dikte van de kalkovergangszone (D_T) bekend is of geschat kan worden met Eq.2.26, èn als we mogen veronderstellen dat binnen de overgangszone D_T het kalkgehalte lineair met de diepte toeneemt van 0 to 100%, dan geldt:

$$D_C = D_{C\#} + \frac{1}{2} D_T \quad (2.12)$$

Als de overgangszone voldoende goed gedefinieerd is, dan kan D_C ook als volgt berekend worden:

$$D_C = \sum_1^n \frac{(d_{n+1} - d_n) \{ (\text{CaCO}_3)_0 - \frac{1}{2} [(\text{CaCO}_3)_n + (\text{CaCO}_3)_{n+1}] \}}{(\text{CaCO}_3)_0} \quad (2.13)$$

Waarin: d_n = dikte van bodemlaag n met geanalyseerd kalkgehalte [m]; $(\text{CaCO}_3)_0$ = oorspronkelijk kalkgehalte moedermateriaal [%]; $(\text{CaCO}_3)_n$ = kalkgehalte van (deels) ontkalkte bodemlaag n [%].

De ontkalkingssnelheid lijkt evenredig met de hoeveelheid resterende kalk (Olson 1958), zodat navolgende vergelijking is toegepast:

$$\text{CaCO}_3_t = \text{CaCO}_3_0 e^{-\lambda t} \quad (2.14)$$

Met λ = vervalconstante [jaar^{-1}] = $(\ln 2)/T_{1/2} = 0.693/T_{1/2}$

De beste fit voor de bovenste 5-10 cm duinbodem in enkele duingebieden is verkregen met $\lambda = 0.016 \text{ j}^{-1}$ (resultierend in $T_{1/2} = 43.3$ jaar). Deze waarde vertegenwoordigt de hoge snelheid op geringe diepte in de aanvankelijk kalkhoudende bodem.

Methode 2:

De tweede methode (Stuyfzand, 1993; 1998) berust op kennis van (i) het oorspronkelijke kalkgehalte (homogeen verdeeld verondersteld; te meten onder de uitlooggrens), (ii) de gemiddelde concentratie van onder de kalkgrens opgelost Ca^{2+} (te meten voldoende ruim onder de kalkgrens) als maat voor de uitloogsnelheid na correctie voor andere Ca-bijdrages dan door kalkoplossing (vergt uitgebreidere analyse), en (iii) de lokale grondwateraanvulling als functie van regenval en vegetatietype. Die kennis leidt met diverse hier doorgevoerde optimalisaties tot onderstaande berekeningswijze van de ontkalkingssnelheid ($v_{\text{DEC}}; m/j$):

$$v_{DEC} = \frac{CaCO_{3,LEACH}}{G_{(CaCO_3)_0}} \left[\frac{kg\ m^{-2}\ j^{-1}}{kg\ m^{-3}} \right] \quad (2.15)$$

waarin: $CaCO_{3,LEACH}$ = kalkuitloogsnelheid [$kg\ m^{-2}\ j^{-1}$]; $G_{CaCO_3_0}$ = oorspronkelijke hoeveelheid kalk in $1\ m^3$ grond [$kg\ m^{-3}$].

Beide termen zijn als volgt te bepalen:

$$CaCO_{3,LEACH} = 2.5\ Ca_{CO_3}\ R \quad (2.16)$$

$$G_{(CaCO_3)_0} = (1 - n)\rho_s(CaCO_3)_0 \quad (2.17)$$

$$\text{met: } Ca_{CO_3} = Ca_{TOT} - Ca_{ATM} - Ca_{Si} - Ca_{UP} + Ca_{BEX} \quad (2.18A)$$

$$\text{Met: } Ca_{ATM} \cong (P/R)\ Ca_p \cong 0.0213\ Cl_G + P/R \quad (2.18B)$$

$$Ca_{Si} = SiO_2/6 \quad (2.18C)$$

$$Ca_{BEX} = 20.04\ (BEX - BEX_{Si}) \quad (2.18D)$$

$$BEX = Na^+ + K^+ + Mg^{2+} - 1.0716\ Cl^- \quad [meq/L] \quad (2.19)$$

$$BEX_{Si} = 0.111\ SiO_2/22.99 + 0.111\ SiO_2/12.316 + 0.0556\ SiO_2/39.1 = 0.01538\ SiO_2 \quad (2.20)$$

$$\rho_s = 2.65\ e^{-0.0385\ SOM} \quad (2.21)$$

waarin: Ca_{CO_3} = Ca^{2+} opgelost vanuit bodemkalk [mg/L]; ρ_s = dichtheid van het korrelskelet, gewijzigd naar Veer (2006) [kg/L]; n = porositeit [-]; R, P = resp. grondwateraanvulling en bruto neerslag [m/j]; $(CaCO_3)_0$ = gemiddelde oorspronkelijke kalkgehalte duinzand of ander materiaal [$mg/kg\ d.s.$]; Cl_p, Cl_G = Cl in regenwater en grondwater [mg/L];

Ca_{TOT} = totaal Ca^{2+} in oplossing [mg/L]; Ca_{ATM} = Ca^{2+} in door verdamping ingedikt regenwater [mg/L]; Ca_p = in bulk regenwater opgelost Ca [mg/L]; Ca_{Si} = Ca^{2+} opgelost uit silicaatmineralen in de bodem [mg/L]; Ca_{UP} = door begroeiing en duinbodempnemen opgenomen hoeveelheid Ca^{2+} [mg/L], Ca_{UP} = negatief getal; Ca_{BEX} = Ca^{2+} dat adsorbeerde aan de bodem onder uitwisseling (desorptie) van $Na^+ + K^+ + Mg^{2+}$ [mg/L]; BEX = Base Exchange Index, zie Stuyfzand 1993 [meq/L]; BEX_{Si} = aandeel van silicaatoplossing in toename $Na^+ + K^+ + Mg^{2+}$ [meq/L].

De Ca-correcties vergen dus tevens analyse op een groot deel van het macroparameterpakket. In § 5.1 gaan we verder in op de bepaling van Ca_{ATM} , omdat Eq.2.18B enige uitleg en differentiatie behoeft. Invulling van Eq.2.16 en 2.17 in Eq.2.15 geeft:

$$v_{DEC} = \frac{2.5\ Ca_{CO_3}\ R}{(1 - n)\rho_s(CaCO_3)_0} \quad (2.22)$$

Voor $(1-n)\rho_s$ kan ook de gemeten bulk dichtheid worden genomen.

Op basis van uitvoerige waterbalansstudies o.a. met de megalysimeters van Castricum, kleinere lysimeters en literatuurstudie is onderstaande methode ontwikkeld om het jaartotaal van de grondwateraanvulling (R) te schatten op basis van het jaartotaal van de regenval (P) en de begroeiing (Stuyfzand 1993, 2017):

$$R_N = p_N \ln(P) - c_N \quad (2.23)$$

waarin: R_N = jaartotaal grondwateraanvulling onder vegetatietype N [mm/j]; P = jaartotaal neerslag op open veld [mm/j]; p_N, c_N = constanten voor vegetatietype N zoals gedefinieerd in Tabel 2.3 [-]. R_N en P hebben betrekking op hydrologische jaren (maart - februari).

TABEL 2.3. Jaartotaal grondwateraanvulling (R) voor Nederlandse kustduinen als functie van de bruto neerslag (P) en vegetatietype (N), in volgorde van toenemende evapo(transpi)ratie (E). Gewijzigd naar Stuyfzand (2017). Evapoconcentratie factor = factor waarmee concentratie van opgeloste stoffen in neerslag toenemen door evapotranspiratie. $f_M = E / E_{MAK} =$ Makkink kropfactor. Waarden van E/P en f_E hangen af van P, waarden van f_M hangen af van P en E_{MAK} .

Vegetation		Recharge			Evapoconc		E	f_M
Type	Code	R = p ln(P)-c			R [mm/a]	factor	[mm/a]	E_{MAK}
	Prec (P) mm/a = 918	p	c	E/P		$f_E = P/R$		525
Bare	1	750.0	4330	0.143	787	1.167	131	0.25
Bare + some mosses/grasses	Lys 1	741.6	4338	0.215	721	1.273	197	0.38
Mosses	3	730.0	4360	0.324	620	1.480	298	0.57
Poor dry dune veg, mix of mosses+grasses+bare	4	720.0	4370	0.410	542	1.694	376	0.72
Dry shrubs (open), <50% mosses/grasses	5	710.0	4383	0.498	461	1.992	457	0.87
Dense shrubs, Wet tall grasses	Lys 2	702.4	4398	0.571	394	2.332	524	1.00
Rich dry dune veg, Heather, Dry deciduous	Lys 3	641.6	3977	0.565	400	2.296	518	0.99
Wet dune slack, Deciduous forest (wet)	8	600.0	3750	0.626	343	2.674	575	1.09
Pines, dense dry	9	550.0	3500	0.725	252	3.640	666	1.27
Pines	Lys 4	504.3	3251	0.793	190	4.839	728	1.39
Pines, wet and dense	11	475.0	3100	0.847	141	6.532	777	1.48

De R van 'Mosses' en 'Poor dry dune veg' ligt binnen de range (500-700 mm) van berekeningen door Voortman et al. (2015).

De benedenwaartse verplaatsing van de ontkalkingsgrens kan ook uitgedrukt worden in de kalkuitloogvertragingfactor (L_{CaCO_3} ; -) door deze te vergelijken met de verplaatsing van water:

$$L_{CaCO_3} = \frac{t_{DEC}}{t_{H_2O}} = \frac{v_{H_2O}}{v_{DEC}} = 1 + \frac{(1-n)\rho_S(CaCO_3)_0}{n \cdot 2.5 \cdot CaCO_3} \quad (2.24)$$

Methode 3

De derde methode, onderdeel van het computerprogramma **DUVELCHEM.xlsx** (Stuyfzand 2010), is het meest gesofisticeerd, omdat gewerkt wordt met tijdstappen. Daarbij worden voor elke tijdstap de Ca_{CO_3} concentratie, R en het resterende kalkgehalte berekend. De Ca_{CO_3} concentratie is daarbij een functie van de volgende variabelen, die in de tijd kunnen meeveranderen:

- de begroeiing (bepaalt o.a. R, de CO_2 -concentratie in de bodem, evapoconcentratie, invang van atmosferische depositie en gewasopname), deels in samenhang met haar bodem;
- de temperatuur (bepaalt o.a. het kalk-koolzuur evenwicht);
- de diepte van de grondwaterspiegel t.o.v. de diepte van het meetpunt (bepaalt of kalkoplossing geschiedt in open of gesloten systeem);
- de atmosferische depositie van sterke zuren;
- de zeezoutdepositie (bepaalt de Ca-input via regenwater); en
- de pH gerelateerde oplossing van Ca-silicaat.

Bij elke volgende tijdstap (1 tot meerdere jaren) wordt gerekend met de ontkalkingsnelheid behorend bij de vorige tijdstap:

$$D_{C,tN} = D_{C,tN-1} + (t_N - t_{N-1}) V_{CaCO_3,tN-1} \quad (2.25)$$

waarin: $D_{C,tN}$, $D_{C,tN-1}$ = ontkalkingsdiepte bij resp. tijdstap N en N-1 [m-MV]; t_N , t_{N-1} = tijd sedert start bij resp. tijdstap N en N-1 [j]; $V_{CaCO_3,tN-1}$ = ontkalkingsnelheid bij tijdstap N-1 [m/j], met rekenschap van het systeem (open of gesloten), geheel afhankelijk van de relatieve positie van de ontkalkingsdiepte tov de positie van de bovenkant van de vol-capillaire zoom (D_f) op tijdstip t_N .

Bovenstaande geeft de diepte van een haarscherp ontkalkingsfront in de loop der tijd. Om de overgangszone hieraan te koppelen, is het volgende gedefinieerd en bedacht. De overgangszone kent een bovengrens op diepte D_{CU} waar het kalkgehalte 0 is, en een ondergrens op diepte D_{CL} waar het kalkgehalte de oorspronkelijke waarde heeft ($CaCO_3 = CaCO_3^0$). De dikte van de overgangszone (D_T in

m; van kalkloos naar onaangetast kalkhoudend moedermateriaal) is derhalve gelijk aan $D_{CL} - D_{CU}$, en wordt geschat volgens:

$$\text{Als } D_C \leq 1 \text{ m dan:} \quad D_T = D_C \quad (2.26A)$$

$$\text{Als } D_C > 1 \text{ m dan:} \quad D_T = 1 + 0.1 D_C \quad (2.26B)$$

Deze schatting berust op recente gegevens uit o.a. de Kennemerduinen (Tabel 4.2), de lysimeters van Castricum (Tabel 4.5) en ander onderzoek, en wijkt af van de eerdere benadering in DUVELCHEM op basis van de bewortelingsdiepte (Stuyfzand 2010). Uit Eq.2.26 volgt dat de overgangszone meegroeit met voortgaande ontkalking, echter na 1 m ontkalking met sterk gereduceerde snelheid.

D_T hangt ook af van voorkomen in de onverzadigde dan wel verzadigde zone: de reistijd in de onverzadigde zone is ~6 maal korter, er is daar aanvankelijk een forse toename van de CO_2 concentratie met de diepte (\rightarrow § 6.1) en plantenwortels komen vooral voor in de onverzadigde zone. Deze condities maken het zeer waarschijnlijk dat D_T zich in de onverzadigde zone meer zal verbreden dan eronder en in de verzadigde zone aanvankelijk zal versmallen om daarna weer iets te aan te groeien. De snelheid van kalkoplossing wordt hoog ingeschat (Appelo & Postma 2005, p.210-216), en draagt slechts in zeer geringe mate bij aan de vorming van de kalkovergangszone.

2.6 Verzuringssnelheid

Pas na volledige ontkalking volgt de verzuring van bodemvocht of grondwater. De retardatiefactor van het zuurfront (R_{ACID}) wordt als volgt berekend (Stuyfzand 2010):

$$\text{Incl. ontkalking} \quad R_{ACID} = L_{CaCO_3} + \frac{\rho_s(1-n)(CEC_D - 0.5)}{n(10^{3-pH} + Al)} \quad (2.27A)$$

$$\text{Excl. ontkalking} \quad R_{ACID\#} = 1 + \frac{\rho_s(1-n)(CEC_D - 0.5)}{n(10^{3-pH} + Al)} \quad (2.27B)$$

met: als $D_C < D_R$, dan: CEC_D volgens Eq.2.7, met $pH = pH_{\text{kalk}}$, $f_{ORG} = 0.5$, $SOM = 2\%$ (wortelzone)
als $D_C \geq D_R$, dan: CEC_D volgens Eq.2.7, met $pH = pH_{\text{kalk}}$, $f_{ORG} = 1.0$, $SOM = 0.1\%$ (wortelzone)

Waarin: CEC_D = CEC van bodem op 50% ontkalkingsdiepte [meq/kg]; Al = opgelost Al in ontkalkte zone op diepte D_C [meq/L]; pH = pH in ontkalkte zone op diepte D_C [-]; 0.5 = vrijwel niet wijzigende deel van geadsorbeerd Na + K [meq/kg].

De verzuringssnelheid (v_{ACID} ; cm/eeuw) en diepte van het zuurfront (D_A ; m) worden als volgt berekend:

$$v_{ACID} = \frac{10^4 D_W}{t_{H_2O} R_{ACID}} \quad (2.28)$$

$$D_{A,tN} = D_{A,tN-1} + (t_N - t_{N-1}) v_{ACID,tN-1} \quad (2.29)$$

waarin: D_W = diepte monitoringpunt [m-MV]; t_{H_2O} = reistijd geïnfiltreerd regenwater van MV tot D_W [jaar].

3 Vergelijking en keuze van methoden ter bepaling van Ca en CaCO₃ in grond

De testset van 21 duinzandmonsters uit vorig onderzoek (Fujita & Aggenbach 2015b; Aggenbach et al. 2013), met uiteenlopende organische stof en Ca gehalten, is gebruikt om met verschillende technieken (Tabel 2.1) het Ca en/of CaCO₃ gehalte te bepalen, terwijl eerdere analyses het geochemische beeld compleet maken.

De volgende Ca-fracties zijn onderzocht ter bepaling van hun aandeel in Ca_{TOT} en ter bepaling van het CaCO₃ gehalte via Eq.2.1: Ca_{TOT}, Ca_{XRF}, Ca_{EXCH}, Ca_{SIL}, Ca_{H₂O} en Ca_{SOM}. De belangrijkste meetresultaten zijn in Fig.3.1 en 3.2 weergegeven. De som van de onderscheiden fracties komt goed overeen met de totaalwaarden op basis van XRF (Fig.3.1 en 3.2 links), ookal zijn er hier en daar (kleine) verschillen die samenhangen met heterogeniteit van de monsters en gebrek aan bepaling van Ca_{EXCH} in enkele monsters. Het kalkgehalte is sterk bepalend voor de in het lab gemeten pH van de monsters (Fig.3.2 rechts).

Uitwisselbaar Ca vormt een belangrijke fractie vooral in duinzand rijk aan organische stof en met laag kalkgehalte. SOM (zonder geadsorbeerd Ca) blijkt ook een significant Ca-gehalte te vertonen, n.l. gemiddeld 4800 mg/kg SOM (leidend tot Ca_{SOM} = 0.05% bij 10% SOM). Deze waarde sluit goed aan bij waarden vermeld door Ernst (1987) en Kuiters (1987). Gemiddeld werd een silicaatgebonden Ca-gehalte gemeten van 0.10 %, hetgeen overeenkomt met een door Stuyfzand et al. (2012) berekend gemiddelde van 0.127 %.

Van de diverse geteste kalkanalysemethoden (CaCO₃-TGA, CaCO₃-pyr, CaCO₃-HClww, CaCO₃-HClwd en CaCO₃-Ca-HCl; zie Tabel 2.1) blijkt de CaCO₃-Ca-HCl methode (mits gecombineerd met TGA en gecorrigeerd voor Ca_{EXCH}) minder gevoelig voor labfouten en beter aan te sluiten bij de kalkbepaling via Ca_{XRF} incl. Eqs.2.1-2.10.

De betere prestatie van deze CaCO₃-Ca-HCl methode kwam reeds naar voren in een eerdere vergelijking ervan met CaCO₃-TGA en CaCO₃-pyr (Stuyfzand et al. 1998). De LOD werd toen geschat op 500 ppm CaCO₃ tegenover 3000 ppm voor CaCO₃-TGA en 1000 ppm voor CaCO₃-pyr. De LOD van CaCO₃-XRF bedraagt thans 300 ppm (~2.5 LOD Ca_{XRF}). Een interessante optie is nog de CaCO₃-Ca-HCl methode na SrCl₂ extractie van uitwisselbaar Ca (combinatie met bepaling uitwisselbare kationen), maar deze methode is relatief bewerkelijk en duur (Stuyfzand et al. 1998).

Geconcludeerd wordt dat de Ca_{XRF} methode een zeer goede benadering van het kalkgehalte vormt, mits gecorrigeerd voor bijdragen van uitwisselbaar, SOM-gebonden, H₂O-gebonden en silicaatgebonden Ca volgens Eqs.2.1-2.10. Bijkomend voordeel van de Ca_{XRF} methode is dat zij tevens analyseresultaten oplevert voor enkele hoofd- en spore-elementen.

Tabel 3.1 toont een listing van een deel van de meetgegevens in de Luchterduinen, met de diverse onderscheiden Ca-fracties, de ruwe Ca-XRF meetwaarden en de uiteindelijk berekende kalkgehalten op basis van de gecorrigeerde Ca_{XRF}-waarden. De bijdragen van de verschillende Ca-fracties aan de totale Ca-gehalten zijn gevisualiseerd in Fig.3.4. De kalkgehalten bepaald via TGA (1000°C) zijn tevens vermeld in Tabel 3.1. Zij komen goed overeen met de kalkgehalten op basis van de gecorrigeerde XRF-analyses (Fig.3.3), maar met structureel iets hogere waarden indien kalkloos (duidend op meer verlies van structureel gebonden water dan verdisconteerd).

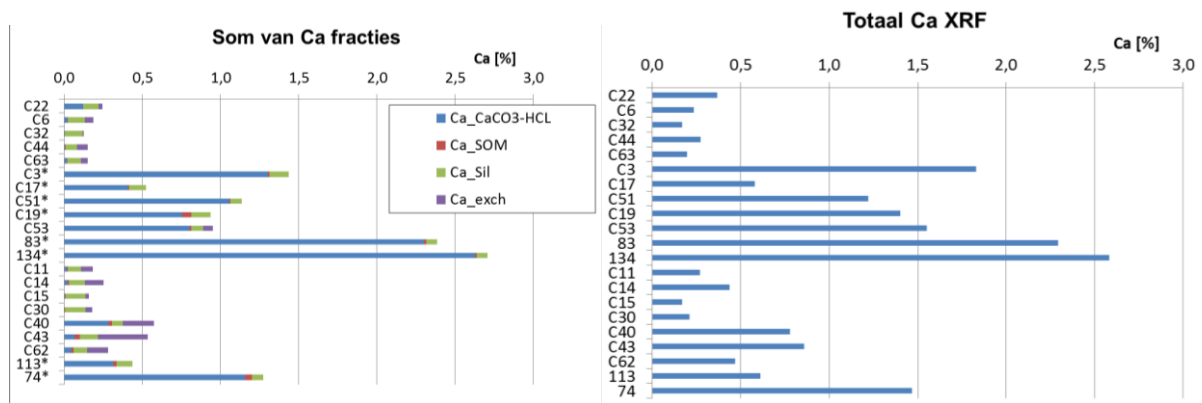


FIG. 3.1. Vergelijking van de onderscheiden Ca-fracties en totaal Ca via XRF bepaald, in de testset van 21 duinzandmonsters. Kalkgebonden Ca in linker figuur is bepaald via $\text{CaCO}_3\text{-HCl}$ ww methode. In de monsters met 'ster' ontbreekt de analyse van Ca_{EXCH} . Naar Ringrose & Veenstra (2017).

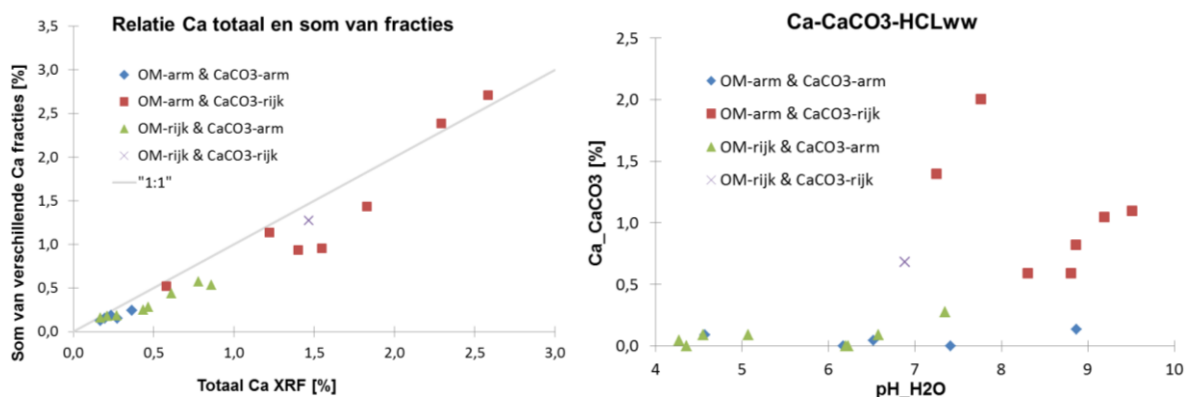


FIG.3.2. Links: Vergelijking van het totale Ca-gehalte met de som van de onderscheiden Ca-fracties. Rechts: Relatie tussen $\text{pH-H}_2\text{O}$ en het gehalte aan kalkgebonden Ca (bepaald via $\text{CaCO}_3\text{-HCl}$ ww methode). Naar Ringrose & Veenstra (2017).

TABEL 3.1. Listing van een fragment van de database met meetresultaten van het bodemonderzoek, waarbij focus op de conversie van de ongecorrigeerde Ca-XRF waarden (Ca-XRF uncorr) in kalkgehalten (op 1 na laatste kolom). De laatste kolom toont de kalkgehalten volgens TGA.

Sample code	Distance to HWL [m]	Decalcif. boundary, eff. class ≥ 2 [c- \rightarrow]	pH (H ₂ O)	EC [uS/cm]	Water content [% d.w.]	Adapted pH, if pH>7	SOM by TGA 550 [%]	CEC [meq/kg]	Ca-XRF uncorr. [ppm]	Ca-XRF corr [ppm]	β -Ca	Ca-EXCH [ppm]	Ca-H ₂ O [ppm]	Ca-ORG [ppm]	Ca-Si [ppm]	Ca-CO ₃ [ppm]	CaCO ₃ via Ca-CO ₃ [%]	CaCO ₃ via TGA [%]
LD1 0-1,5	393	1	7.42	134	18.63	7.21	4.55	38.8	5473	6077	0.87	677	23	273	1200	3904	0.97	0.78
LD1 5-10	393		8.72	52.1	4.54	7.86	1.41	15.8	20736	18595	0.90	287	5	85	1200	17019	4.25	4.01
LD1 50-55	393		9.02	50.4	4.59	8.01	0.71	10.0	26669	22854	0.92	183	2	43	1200	21426	5.35	5.35
LD2 0-5	1029	8	6.46	107.3	19.03	6.46	6.66	48.8	3704	4396	0.86	839	23	399	1200	1934	0.48	0.56
LD2 17-22	1029		8.73	48.3	7.01	7.87	1.09	13.1	15221	14403	0.91	237	8	65	1200	12893	3.22	3.00
LD2 50-55	1029		9.13	43.7	5.69	8.07	0.70	9.9	26806	22950	0.92	183	3	42	1200	21522	5.37	5.40
LD3 5-10	1041		5.8	68.8	20.35	5.80	5.82	38.2	3134	3841	0.83	633	3	349	1200	1656	0.41	0.43
LD3 30-35	1041	35	5.65	26.1	5.42	5.65	0.98	9.4	1094	1796	0.81	153	1	59	1200	384	0.10	0.23
LD3 55-60	1041		9.09	52	4.41	8.05	0.60	9.0	27527	23456	0.92	166	2	36	1200	22052	5.51	5.49
LD4 0-5	1496	0	7.6	143	13.32	7.30	5.21	44.6	14430	13777	0.87	780	15	313	1200	11469	2.86	2.72
LD4 5-10	1496		8.5	50	2.79	7.75	1.33	14.9	36623	29749	0.90	268	3	80	1200	28198	7.04	7.67
LD4 50-55	1496		8.98	46.2	5.29	7.99	0.81	10.8	44000	34902	0.91	198	6	48	1200	33450	8.35	9.72
LD5 0-5	2018	7.5	5.9	125.4	17.48	5.90	6.04	40.3	3378	4079	0.84	675	2	362	1200	1840	0.46	0.40
LD5 13-18	2018		8.51	45.3	4.57	7.76	1.12	13.2	13057	12671	0.90	237	5	67	1200	11162	2.79	2.33
LD5 23-28	2018		8.72	43.9	3.98	7.86	0.92	11.7	14299	13673	0.90	211	4	55	1200	12202	3.05	2.64
LD5 50-55	2018		9.22	40.8	5.10	8.11	0.53	8.5	20524	18439	0.92	157	3	32	1200	17047	4.26	3.99
LD6 0-4	2305	4.5	6.56	189	30.68	6.56	6.76	50.3	3911	4596	0.86	868	44	406	1200	2079	0.52	0.55
LD6 9-14	2305		8.48	56.4	7.26	7.74	1.43	15.8	8234	8585	0.90	283	8	86	1200	7008	1.75	1.44
LD6 50-55	2305		9.22	47.6	4.76	8.11	0.52	8.4	17304	16021	0.92	156	2	31	1200	14631	3.65	3.23
LD7 0-6.5	2553	6.5	5.6	88.3	7.37	5.60	3.49	23.5	1740	2454	0.80	379	1	209	1200	665	0.17	0.31
LD7 12-17	2553		8.82	41.2	3.98	7.91	0.81	10.8	21136	18889	0.91	196	4	49	1200	17440	4.35	4.16
LD7 50-55	2553		9.16	40.7	5.69	8.08	0.56	8.7	27405	23371	0.92	161	3	33	1200	21974	5.49	5.38
LD8 10-15	3128	25	5.31	6.2	3.04	5.31	0.71	7.5	453	1135	0.75	114	0	42	1200	0	0.00	0.13
LD8 30-35	3128		8.83	39.7	5.23	7.92	0.59	8.9	15940	14966	0.91	162	6	36	1200	13564	3.39	2.88
LD8 50-55	3128		8.93	38.7	4.70	7.97	0.51	8.2	12550	12258	0.91	150	5	30	1200	10873	2.71	2.43
LD9 5-10	4013	21	4.79	21.6	6.41	4.79	1.93	12.7	859	1555	0.61	156	1	116	1200	82	0.02	0.23
LD9 27-32	4013		8.71	45.7	4.41	7.86	0.87	11.2	9894	10031	0.90	204	5	52	1200	8570	2.14	1.80
LD9 50-55	4013		8.2	69.6	3.11	7.60	0.81	10.5	9200	9431	0.89	186	3	49	1200	7993	2.00	1.67
LD10 30-35	4852	400	4.9	12.89	6.02	4.90	0.70	7.1	1020	1721	0.65	93	1	42	1200	385	0.10	0.20
LD10 130-135	4852		6.17	11.04	5.56	6.17	0.42	6.5	978	1678	0.85	110	6	25	1200	337	0.08	0.23
LD10 310-315	4852		8.94	45.4	6.32	7.97	0.40	7.3	1717	2431	0.91	133	7	24	1200	1067	0.27	0.36
LD10 340-345	4852		8.67	78.8	5.85	7.84	0.40	7.2	2125	2841	0.90	130	6	24	1200	1481	0.37	0.40
LD10 370-375	4852		9.13	47.2	5.60	8.07	0.45	7.8	10173	10269	0.92	143	3	27	1200	8896	2.22	1.84
LD10 400-405	4852		9.13	47.9	6.02	8.07	0.47	8.0	15085	14296	0.92	147	3	28	1200	12917	3.23	2.68
LD11 25-30	5445	355	4.63	15	6.25	4.63	0.82	7.4	523	1207	0.56	83	1	49	1200	0	0.00	0.17
LD11 190-195	5445		5.98	10.6	5.98	5.98	0.37	6.0	289	964	0.84	102	1	22	1200	0	0.00	0.12
LD11 310-315	5445		6.35	32.5	6.92	6.35	0.31	5.8	552	1238	0.86	100	7	18	1200	0	0.00	0.17
LD11 340-345	5445		7.18	49.9	23.53	7.09	0.35	6.4	589	1277	0.87	111	31	21	1200	0	0.00	0.22
LD11 370-375	5445		8.69	84.2	21.50	7.85	0.48	7.9	20118	18139	0.90	142	27	29	1200	16741	4.18	3.80
LD11 430-435	5445		8.97	66.4	21.92	7.99	0.47	7.9	23045	20277	0.91	144	28	28	1200	18876	4.71	4.88
LD12 25-30	6025	400	5.38	7.8	2.97	5.38	0.49	6.4	650	1339	0.77	99	0	29	1200	11	0.00	0.20
LD12 110-115	6025		6.29	6.1	4.55	6.29	0.32	5.9	536	1221	0.86	100	5	19	1200	0	0.00	0.15
LD12 200-205	6025		6.75	6.1	5.57	6.75	0.32	6.0	647	1336	0.86	104	6	19	1200	7	0.00	0.16
LD12 230-235	6025		6.96	10.1	13.90	6.96	0.38	6.6	940	1639	0.86	114	16	23	1200	286	0.07	0.21
LD12 260-265	6025		7.24	13.4	13.19	7.12	0.99	11.3	1369	2077	0.87	197	15	60	1200	605	0.15	0.24
LD12 320-325	6025		7.46	14.7	20.12	7.23	0.35	6.5	784	1478	0.87	114	25	21	1200	118	0.03	0.21
LD12 350-355	6025		7.17	20.1	26.37	7.09	0.40	6.8	804	1499	0.87	118	36	24	1200	121	0.03	0.23
LD12 380-385	6025		7.38	15.3	21.36	7.19	0.34	6.4	875	1572	0.87	112	27	21	1200	212	0.05	0.20

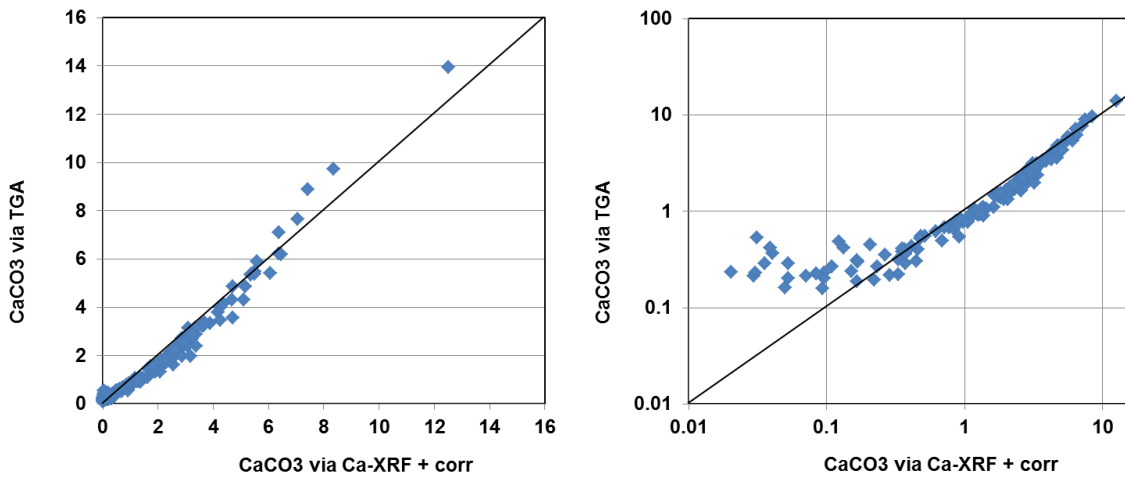


FIG.3.3. Verband tussen de kalkgehalten volgens Ca-XRF met alle bijbehorende correcties en volgens TGA, voor alle 200 monsters op lineaire en dubbel-log schaal.

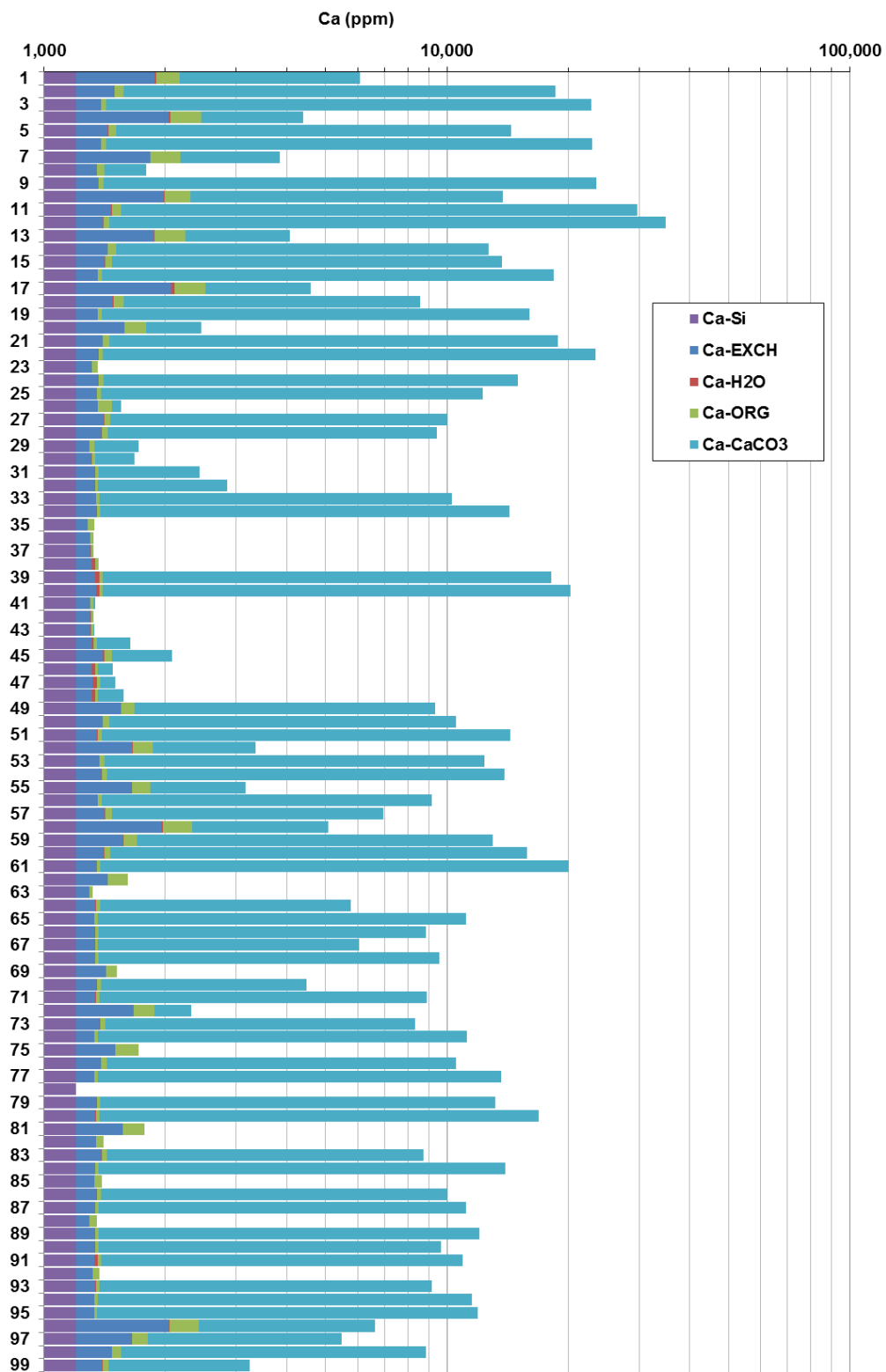


FIG.3.4. Cumulatieve staafdiagrammen van de diverse Ca-fracties in de eerste 100 duinzandmonsters. Monsters 1-48 in Luchterduinen, 49-95 Meijendel, 96-100 Middelduinen.

4 Ruimtelijke (en temporele) variaties in kalkgehalte en ontkalkingsdiepte

4.1 Globale resultaten van snap-shot survey 2017

De waarnemingen van $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$, het kalkgehalte en de ontkalkingsdiepte langs de 4 meettraaien zijn weergegeven in resp. Fig.4.1 en 4.2. Het kalkgehalte is berekend uit de Ca_{XRF} -waarden met Eqs.2.1-2.10, de ontkalkingsdiepte is bepaald met de veld-bruistest (overgang van klasse 0/1 naar klasse 2/3). De bruistest blijkt zeer goed in staat kalkarm (<0.25%) van kalkrijk (>1%) te onderscheiden, maar in het matig kalkhoudende traject (0.25-1%) bleek het moeilijk (Ringrose & Veenstra 2017).

We zien landinwaarts langs elk transect i.h.a. een toenemende ontkalkingsdiepte en binnen de ontkalkte zone een afnemende pH. Dit is conform eerder onderzoek en verwachtingen op basis van een landinwaarts ouder landschap (met gefixeerd duinoppervlak gedurende langere tijd), dat in geval van de Luchterduinen landinwaarts uit een ~3750 jaar oude strandwal bestaat. Er is ook een golvend patroon in de ontkalkingsdiepte waarneembaar, gesuperponeerd op de landinwaartse trend. Relatief geringe ontkalkingsdiepten houden dikwijls verband met lokale verstuuving van ontkalkt zand.

Tussen de 4 duingebieden bestaan significante verschillen in gemiddelde en maximale ontkalkingsdiepte (Tabel 4.1). Als we de meetpunten op de oude strandwal in de Luchterduinen weglaten, dan zien we van noord naar zuid een toenemende ontkalkingsdiepte. De Middelduinen vormen een bijzonder geval omdat dit duingebied ontstaan is in de vroege Middeleeuwen en later vanuit de noordzijde met kalkrijk zand is overstoven. Tussen 2 en 3.5 m-MV lijkt zich een kalkloze laag tussen kalkrijkere lagen te bevinden.

De vastelandsduinen vormen wel een soort eenheid waarbinnen de noordwaarts afnemende ontkalkingsdiepte een verklaring behoeft. Mogelijk houdt deze gradiënt verband met de volgende noordwaartse gradiënten: (i) een toename van het kalkgehalte van het moedermateriaal (bevestigd door eerdere metingen, in Fig.4.3 en 4.4 weergegeven); (ii) een afname van de atmosferische depositie van sterke zuren (emissies in de IJmond blijken door de overheersende ZW wind relatief weinig effect te hebben op het gebied bij Castricum; Stuyfzand 1993); (iii) grootschaliger bebossing en vergraving; (iv) een kortere periode van grondwaterstandsval; (v) een toename van de gemiddelde windsnelheid, zodat de in- en verstuuivingskans toeneemt; en (vi) een afname van de hoek tussen de dominante stormwindrichting en de kustlijn, zodat in- en verstuuiving verder landinwaarts reiken. Eerstgenoemde factor lijkt het belangrijkste; een hoger kalkgehalte vergt nu eenmaal een langere periode om te ontkalken. Factoren v en vi spelen mogelijk een verwaarloosbare rol, omdat onderzoek aan kleinschalige verstuuiving geen verband toont tussen de gemiddelde windsnelheid en de dichtheid aan stuifkuilen (Aggenbach et al. 2018).

TABEL 4.1. Beschrijvende statistiek van de ontkalkingsdiepte (D_c in cm-MV) en gemiddelde kalkgehalte moedermateriaal langs de 4 onderzochte transecten plus een transect over de Kennemerduinen met data van Eiselin et al. (2012).

Duingebied	Ontkalkingsdiepte				Kalkgehalte % d.g.
	Gemiddelde	Min	Max	SD	
NH-Duinreservaat	6.6	0	15	4	4.5
Kennemerduinen #	7.8	0	27	7	3.7
Luchterduinen excl. strandwal	12.1	0	35	12	3.5
Meijendel	16.5	0	42	13	3
Middelduinen	94.5	3	175	54	
Luchterduinen incl. strandwal	105.3	0	400	169	

naar Stuyfzand in prep.

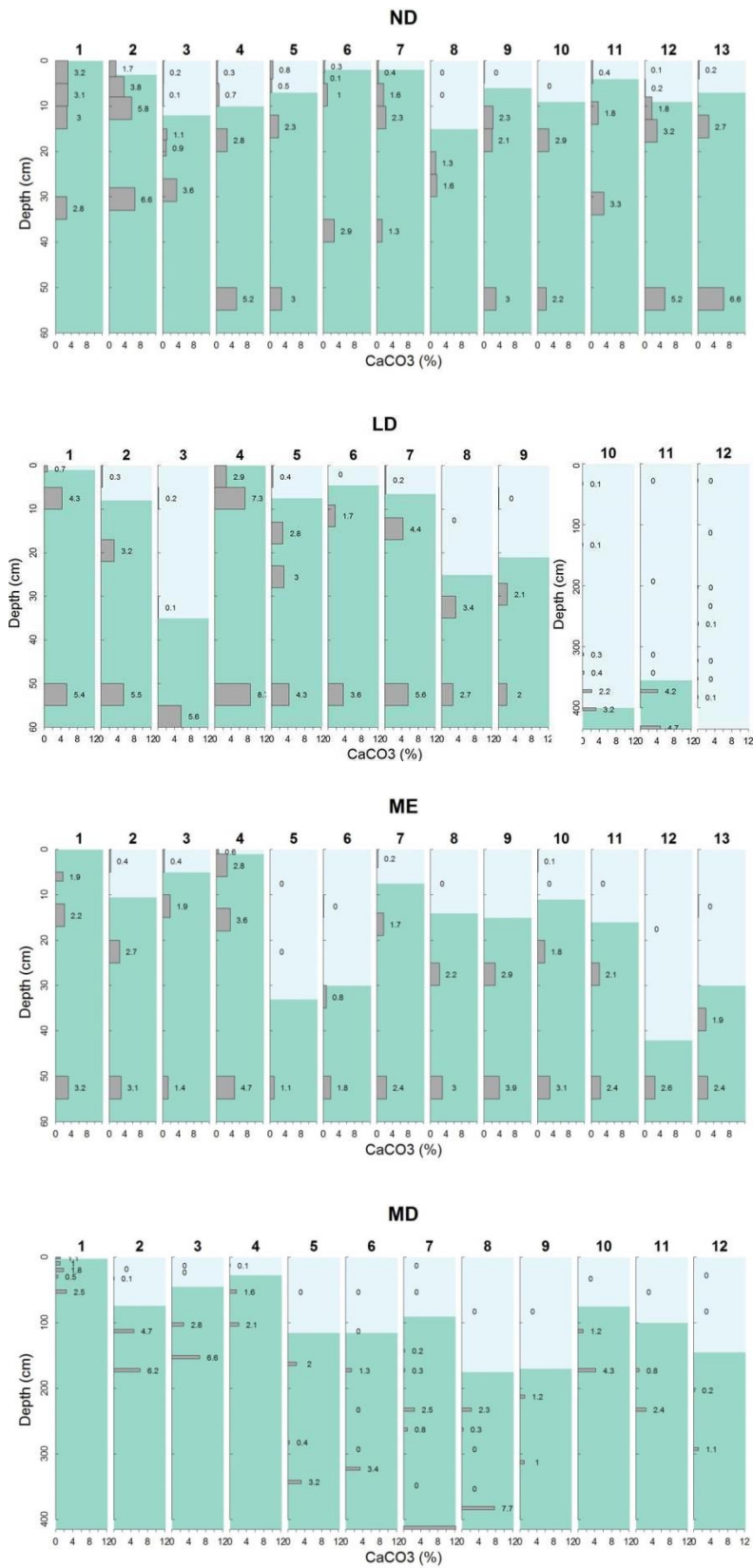


FIG. 4.1. Kalkgehalten op 200 monsters langs de 4 meettraaien, met indicatie van de ontkalkingsdiepte volgens de bruistest. ND = Noordhollands Duinreservaat (PWN); LD = Luchterduinen (Waternet); ME = Meijendel (Dunea); MD = Middenduin (Evides). NB: diepteschaal LD en MD (deels) afwijkend!

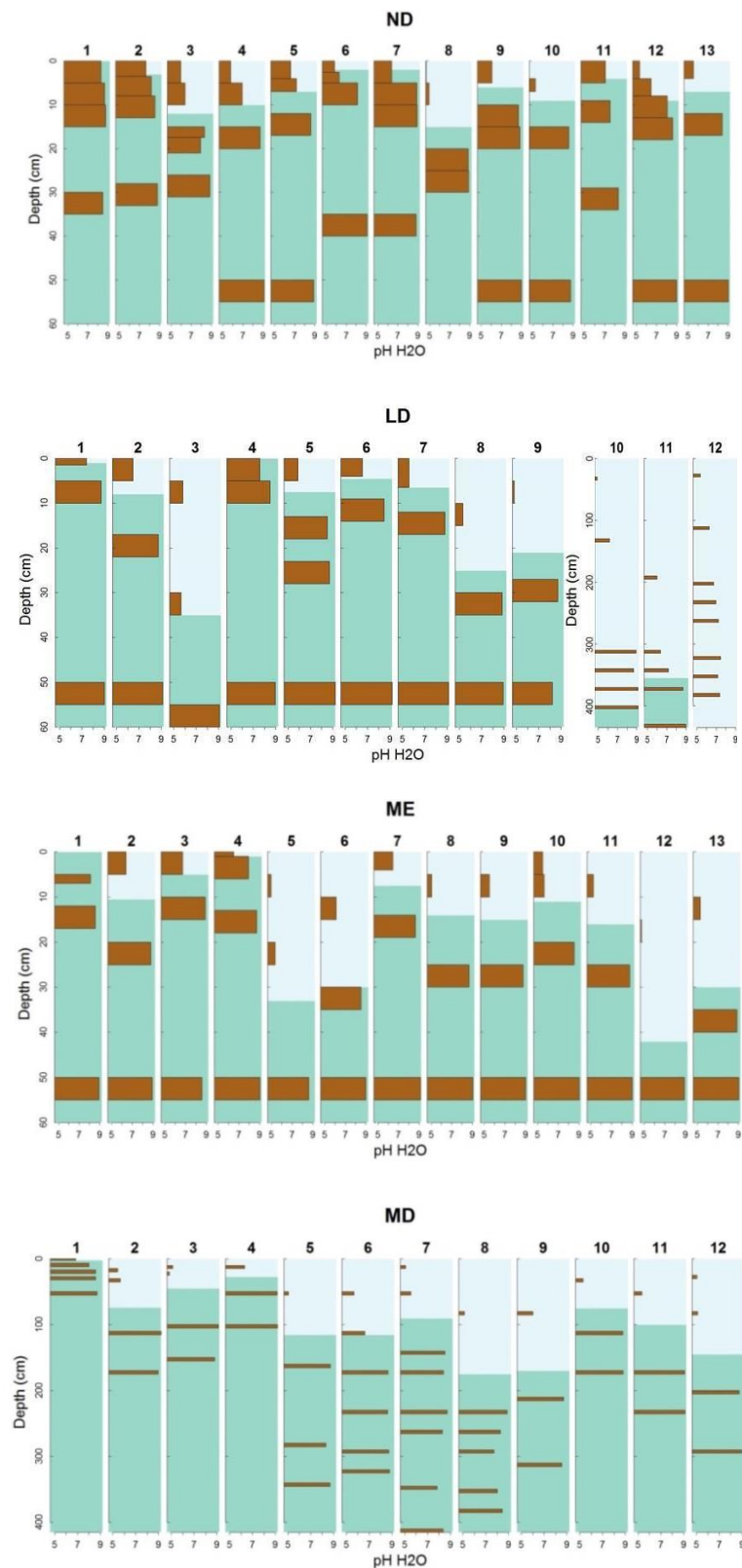


FIG. 4.2. pH-H₂O waarden van 200 monsters langs de 4 meettraaien, met indicatie van de ont kalkingsdiepte volgens de bruistest. ND = Noordhollands Duinreservaat (PWN); LD = Luchterduinen (Waternet); ME = Meijendel (Dunea); MD = Middenduin (Evides). NB: diepteschaal LD en MD (deels) afwijkend!

4.2 Ruimtelijke variaties in ontkalkingsdiepte

Gesuperponeerd op de landinwaartse en noordwaartse trends zijn er vele lokale afwijkingen in ontkalkingsdiepte vanaf maaiveld. De belangrijkste oorzaken zijn de volgende:

1. variaties in primaire kalkgehalte van het moedermateriaal (duinzand zonder enige ontkalking). Een lager primair kalkgehalte leidt tot snellere ontkalking (Tabel 4.1 en Fig.4.3).
2. variaties in begroeiing en veeninteractie. De snelste bodemontkalking treedt op waar de grondwatervoeding het hoogste is en waar het meeste CO₂ en humus/fulvine-zuren geproduceerd worden (→ § 5.2, 5.4 en 5.6).
3. variaties in waterfluxen. Afgezien van de onder punt 2 genoemde verschillen in begroeiingstype met inherente verschillen in grondwateraanvulling (zie Stuyfzand & Rambags 2009), zijn er ook verschillen tgv oppervlakkige afvoer in geval van waterafstotendheid (leidend tot 'depression focused recharge'), interflow afvoer en omkering van de verticale stromingsrichting (opwaarts waar kwel in natte duinvalleien, benedenwaarts waar infiltratie in droge duinen).
4. variaties in grondwaterstand. Een ondiepe grondwaterstand houdt in dat het ontkalkingsfront sneller in de waterverzadigde zone arriveert, waar de ontkalkingssnelheid abrupt afneemt t.o.v. die in de onverzadigde zone (→ Fig.4.18). Bovendien neemt de kans toe dat (i) er periodiek kwel van kalkrijk grondwater optreedt dat verse kalk afzet, of (ii) er capillaire opstijging van kalkrijk bodemvocht van grotere diepte optreedt die de ontkalking vertraagt.
5. landbouwactiviteiten waaronder ontwatering en mestgiften. Deze hebben doorgaans tot een diepere ontkalking geleid (Fig.4.8).
6. recente instuiving van kalkrijk zand, leidend tot een kalkinversie. Dergelijke inversies komen vooral benedenwinds (aan noordoostzijde) van de wat diepere stuifkuilen voor (waar de ontkalkte bovenlaag in eerder stadium is weggeblazen) en in de zeereepzone waar de dynamiek op een of andere wijze verhoogd is. Fig. 4.5 en 4.6 tonen fraaie voorbeelden van een kalk-inversie bij stuifkuilen. Voor ontkalkingsvoorspellingen rond stuifkuilen → § 7.6.
7. recente uitstuiving (of erosie door oppervlakkig afstromend regenwater), waarbij de ontkalkte zone is weggeërodeerd. In geval van winderosie meestal te zien aan de grovere schelpresten die een soort keienvloer (desert pavement) vormen, zoals in stuifkuilen in de zone binnen 1,5 km van de kust waar schelpresten doorgaans talrijk zijn.
8. bioturbatie, evident waar (i) konijnenholen de ontkalkingszone perforeren, waarbij het uitgegraven kalkrijke zand in een talud onder de ingang ligt (Fig.4.7A), (ii) kalk gerecycled wordt door de begroeiing en landslakken (Fig.4.7B), of (iii) grondmieren het zand opmengen (Fig.4.7CD).
9. vergravingen in het duin, b.v. bij het inplanten van dennen, de aanleg van wegen en infiltratiekanalen, zandwinning e.d.
10. opslag van schelpen van het strand, verzameld door schelpenvissers (b.v. langs de Schulpweg in de Luchterduinen; aangetroffen op lokatie LD3).

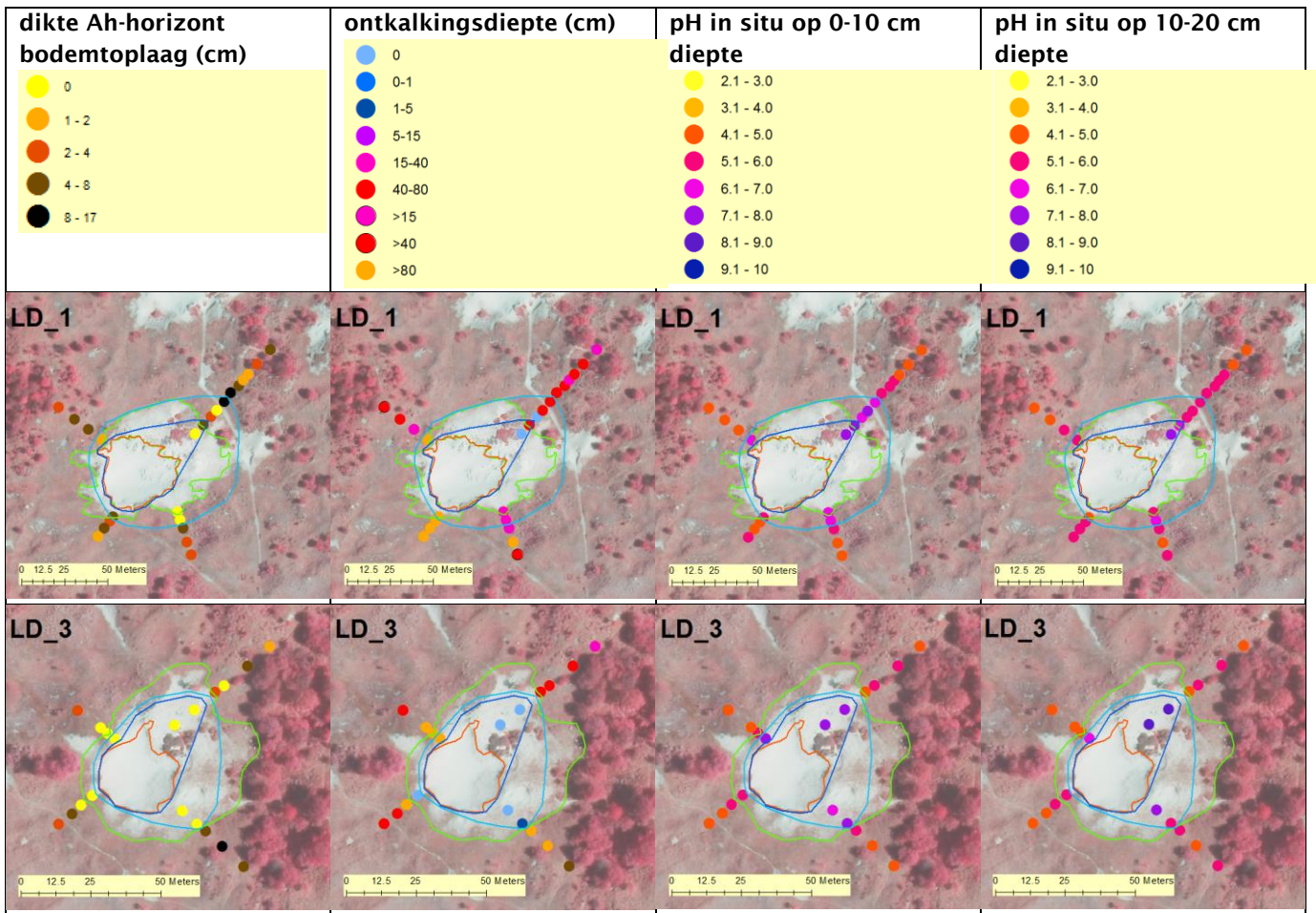


FIG. 4.5. Kaarten van dikte van de Ah-horizont, ontcalcingsdiepte, pH op 0-10 cm en op 10-20 cm diepte, van stuifkuilen LD_1 en LD_3 in de Luchterduinen (Waternet). Tevens zijn de begrenzingen weergegeven van de actuele deflatiezone (oranje lijn), de buitengrens van de accumulatiezone (groene lijn) en de sterk en zwak beïnvloede zone met verhoogde pH door instuiving (resp. donkerblauwe lijn en lichtblauwe lijn). Achtergrond is gebaseerd op luchtfoto's uit 2011. Fragment van Fig.8.16 in Aggenbach et al. (2018).

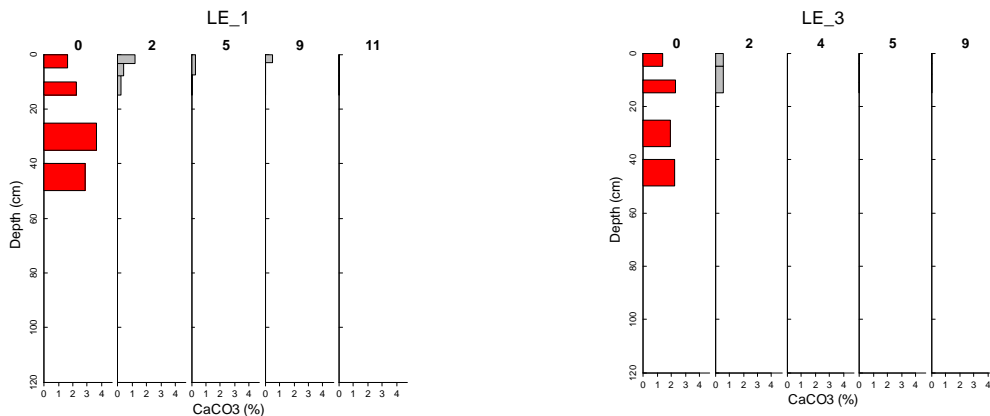


FIG. 4.6. Kalkprofielen van de bodem langs het NO-transect voor stuifkuilen LD_1 en LD_3 in de Luchterduinen. De profielnummers corresponderen met de boorpunten: 0 = binnen deflatiezone; 2-11 = binnen accumulatiezone, dichtbij (2) en ver weg (9-11) ervan. Fragment van Fig.8.18 in Aggenbach et al. (2018).



FIG. 4.7. Voorbeelden van bioturbatie waardoor ontkalkt en niet-ontkalkt zand gemengd worden (foto's Stuyfzand). A = uitgravingstalud onder konijnenhol dwars door ontkalkte bovenlaag. Luchterduinen locatie LD3; B = Landslakken als teken van kalk recycling; C = mierenkraters Port Botte duinen ZW Sardinië; D = detail van C.



FIG. 4.8. Geconcentreerde grondwateraanvulling in duindepressies door oppervlakkige afstroming langs hellingen na stortbuien volgend op een droge tijd (foto's: Stuyfzand).

Een en ander leidt tot een complex patroon van ontkalkingsdiepten zoals aangetroffen in de Amsterdamse Waterleidingduinen (Fig.4.9). Deze kaart is gebaseerd op een gedetailleerde kartering door Van Till en Mourik (1999). De diep ontcalcite delen (15-40 cm-MV) vallen, afgezien van de oostelijk gelegen strandwal met zeer diepe ontcalcite, deels samen met inmiddels verlaten akkers.

Kleinschalige verschillen in ontcalcite diepte zijn ook onderzocht, maar op te weinig locaties om tot statistisch significante uitspraken te komen. Zo is de ontcalcite diepte als functie van de afstand 0.05-2.0 m) tot de stam van bomen (den, beuk, eik) en struweel (meidoorn en duindoorn) onderzocht, het verschil tussen noord- en zuidhellingen, en het verschil tussen duintoppen en duindalen (→ § 4.10). Er blijkt een zwakke tendens van ongeveer 50% diepere ontcalcite op 0.3-0.8 m afstand van de stam, en een iets diepere ontcalcite op noord- dan zuidhellingen.

Interessant zijn ook de ontcalcite zones op grotere diepte in duinzand, namelijk onder begraven humeuze lagen en veenlagen. De veenlagen in de Luchterduinen vormen een prachtig voorbeeld (Fig.4.10). Deze getuigen van langdurige perioden van geringe eolische activiteit en dikwijls een goede vochtvoorziening (relatief hoge grondwaterstand). De 0.5-1.5 m dikke veenlaag ergens tussen 2 m-NAP en 2 m+NAP is ongeveer 3000 jaar oud (laag A), die op ~3 m+NAP ca. 900 jaar (laag B), en die op ~5 m+NAP (laag C) ongeveer 400 jaar (Jelgersma et al. 1970; Zagwijn 1984).

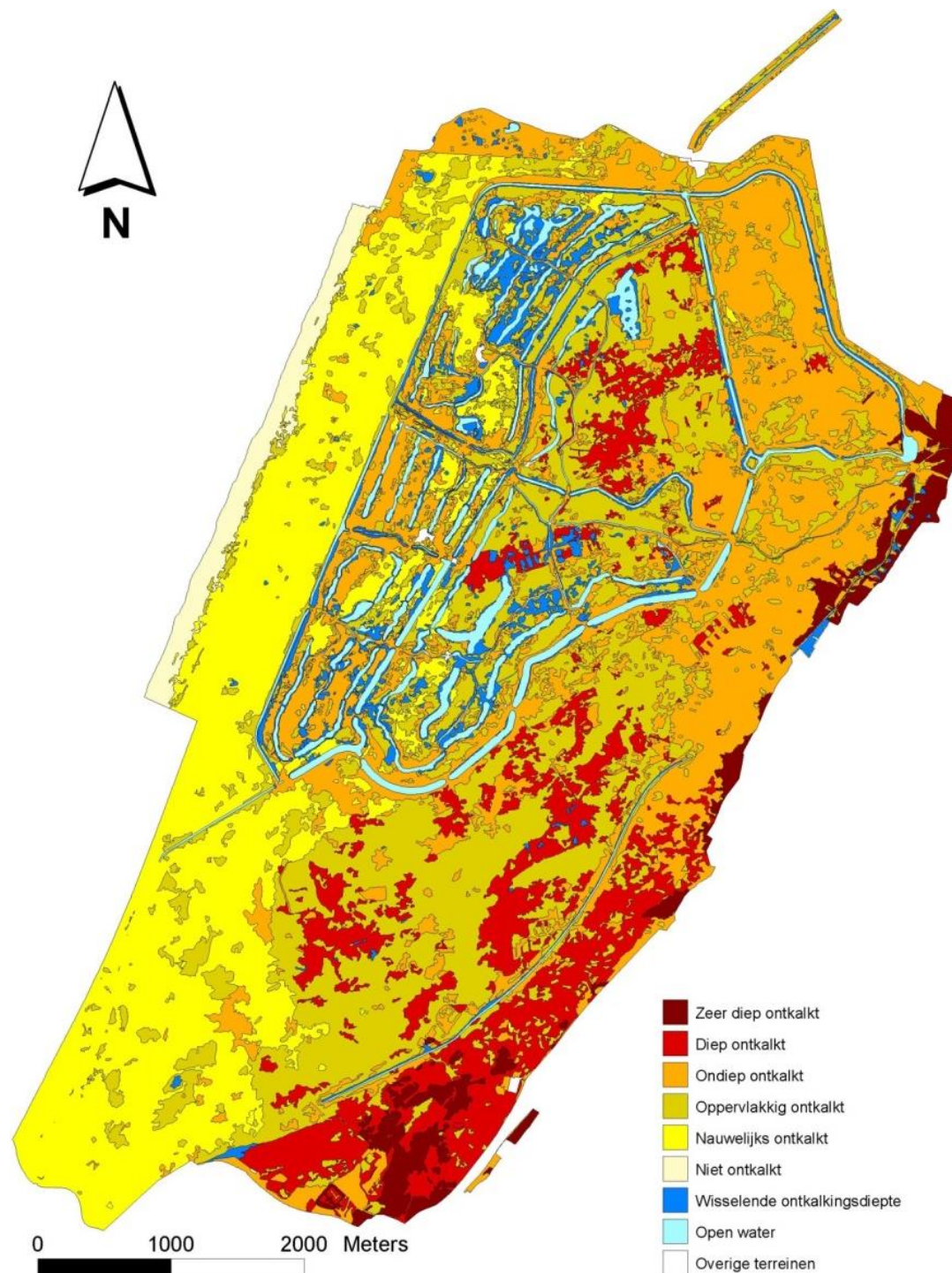


FIG. 4.9. Zonering van de ontkalkingsdiepte in de Amsterdamse Waterleidingduinen. De ontkalkingsdiepte is afgeleid uit de vegetatiekaart van de jaren 1990 - 1996 en ca. 1100 vegetatieopnamen met een kalkdiepteprofiel (Van Til & Mourik 1999 en 2006). Zeer diep = >40 cm-MV; diep = 15-40 cm; ondiep = 5-15 cm; oppervlakkig = 1-5 cm; nauwelijks = 0-5 cm; niet = <1 cm-MV.

I:

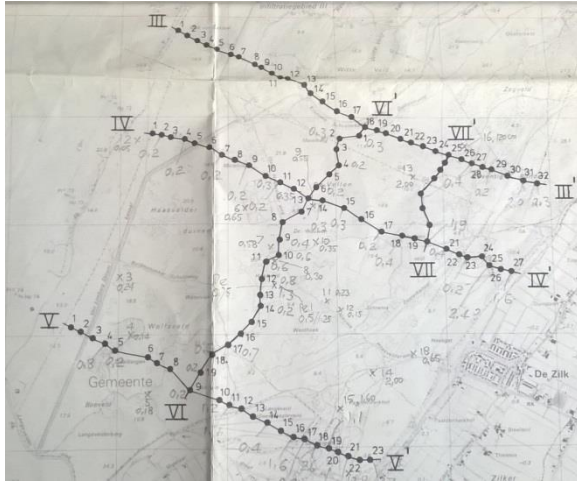


FIG. 4.10. Voorkomen van veenlagen en humeuze zones in het zuidelijk duin van Waternet, incl. Luchterduinen. Fragmenten van Blokzijl & Pruissers (1989).

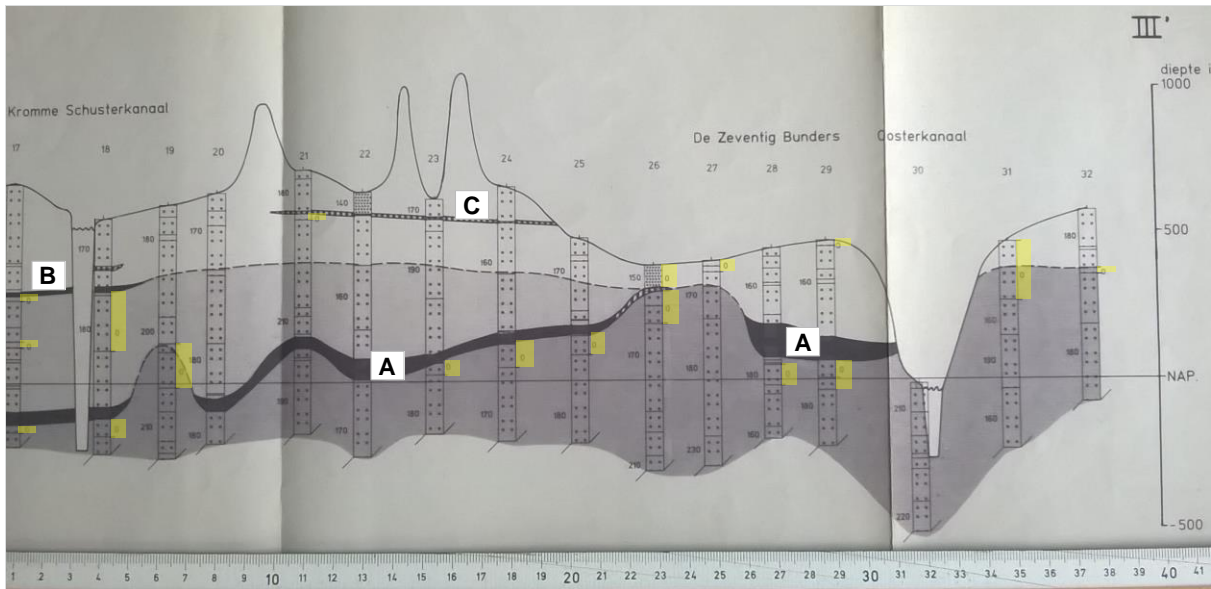
I = lokatiekaart, met in potlood de waargenomen ontkalkingsdiepte en de meetpunten uit het onderzoek van Stuyfzand & Lüers 1992

II = oostelijk deel van profiel III.

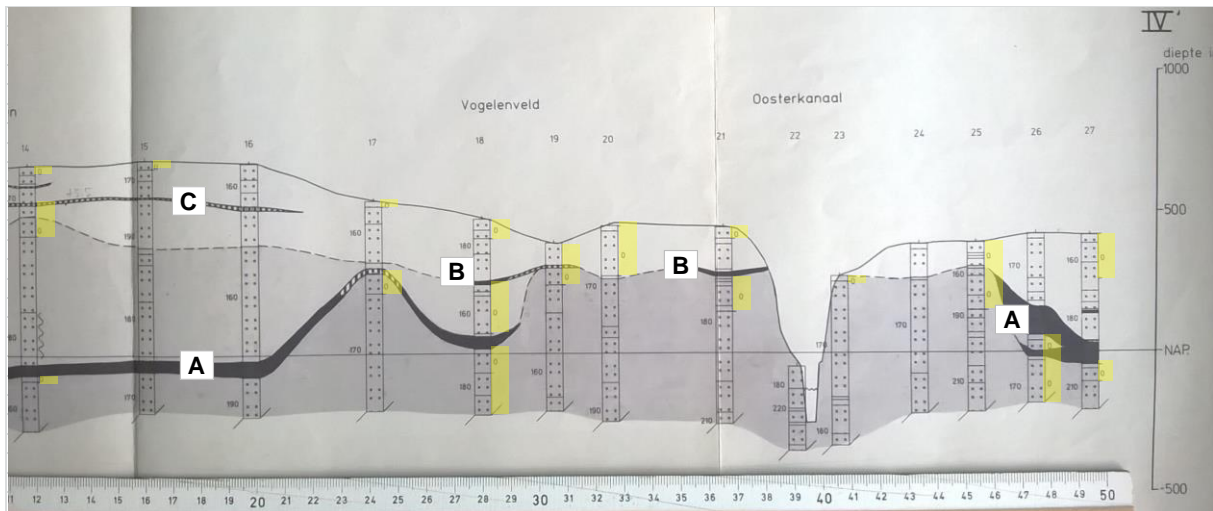
III = oostelijk deel van profiel IV. Geel gemarkeerde zones zijn als ontkalkt opgegeven.

A, B, C = veenlagen die resp. 3000, 900 en 400 jaar geleden gevormd zijn.

II:



III:



Onder de meeste veenlagen zit dus een ont kalkingszone met een dikte die varieert tussen 0 en 2 m. Het vermoeden bestaat dat niet in elke boring even secuur gespeurd is naar de ont kalkingsdiepte, zodat het beeld mogelijk een onderschatting vormt van de continuïteit van de ont kalkte zones. Een belangrijk deel van de ont kalking zal hebben plaatsgevonden vóór de veenvorming, omdat de waterstroming dan op de meeste plaatsen in het centrale deel van het duinmassief benedenwaarts gericht is. Door verlaging van de grondwaterstanden, in dit deel van de duinen sinds 1886, is het veen op 5 en 3 m+NAP lokaal boven water gekomen en daardoor versneld geoxideerd met versnelde ont kalking tot gevolg. Passage van oxiderend of fermenterend duinveen leidt tot de productie van extra CO₂ en humus- of fulvinezuren die het passerende duinwater opnieuw kalkagressief (indien in evenwicht erboven) of nog kalkagressiever maken.

4.3 Ruimtelijke variaties in het moedermateriaal

Het kalkgehalte van duinzand onder de huidige ont kalkingszone is niet constant, ook al zouden we dat graag willen i.v.m. modellering. Het vertoont een grote mate van heterogeniteit ten gevolge van de volgende factoren:

- a) ook de bron van duinzand, strandzand, vertoont grote variaties in kalkgehalte in ruimte en tijd.
- b) tijdens de langdurige opbouw van het duinmassief is duinzand altijd blootgesteld geweest aan uitloging en aan mengingsprocessen. Lokale verschillen in ont kalkingssnelheid (→ § 4.2) en regionale verschillen in tijdsduur zorgen zo voor heterogeniteit.
- c) sedimentatie en erosie van zand via windtransport leiden tot sortering op korrelgrootte, korrel dichtheid en korrelvorm. Schelpen en grove schelpfragmenten komen minder ver landinwaarts, terwijl hele kleine schelpfragmenten en kalkstof juist verder komen. Een fraai voorbeeld van korrelgrootte- en korrelvormsortering zien we in een schelpenvloer op een ca. 15 m hoog duin in Fig.4.12. Dergelijke schelpenvloeren zijn ook talrijk in stuifkuilen.
- d) in de zeeleepzone zijn lokaal schelpenbanken afgezet tijdens stormvloed en (Cunningham et al. 2011).

De resultaten langs de 4 meettraaien (Fig.4.1) laten zien dat de kalkgehalten onder de ont kalkingszone inderdaad zeer variabel zijn, maar op de meeste meetpunten een overgangszone tonen tussen ont kalkt volgens de bruistest (<0.25%) en kalkrijk moedermateriaal eronder. Waar het kalkrijke moedermateriaal (0% ont kalkt) nu precies begint, is in veel gevallen zeer lastig vast te stellen, vooral landinwaarts waar de ont kalking dieper voortgeschreden is. We zien dan immers een nog steeds met de diepte toenemend kalkgehalte. Hierbij zij opgemerkt dat de meeste boringen niet dieper reikten dan 55 cm-MV.

Onderzoek langs een meetraai in de Kennemerduinen (Fig.4.12) in 2012 leverde wel een duidelijk beeld op van de top van het moedermateriaal (en van de overgangszone), zoals Tabel 4.2 laat zien. Het gemiddelde gehalte langs de hele meetraai is 3.7%, een waarde die goed past in de noord-zuid gradiënt van de vastelandsduinen (Tabel 4.1). Het kalkgehalte beneden de overgangszone, dus van het moedermateriaal, varieerde flink, namelijk van 1.3 tot 10.9%.

4.4 Dikte van de overgangszone

Een haarscherp ont kalkingsfront bestaat niet, zoals te zien in Tabel 4.2. De dikte van de overgangszone (actieve uitlogingszone tussen volledig ont kalkt en maagdelijk duinzand) bedraagt in de Kennemerduinen ongeveer 0.5 tot 2 maal de dikte van de volledig ont kalkte zone, met als globaal gemiddelde 1.0 maal die dikte. De volledig ont kalkte zone is hierbij gemakshalve gelijkgesteld aan het resultaat van de bruistest, waarmee in feite gehalten <0.25% worden gemeten. Een dergelijke dikte van de overgangszone is ook in de 4 lysimeters nabij Castricum gevonden (→ § 4.7).

Zoals gezegd, laten de resultaten langs de 4 meettraaien (Fig.4.1) geen duidelijke conclusies toe over de dikte van de overgangszone. De data suggereren evenwel dat de overgangszone in het Noordhollands Duinreservaat 10-40, in de Luchterduinen 20-40 en in Meijendel ≥ 40 cm bedraagt. Voor de Middenduinen kan geen waarde worden vastgesteld.



FIG. 4.11. Heterogeniteit van duinzand geïllustreerd door een schelpenvloer (desert pavement) op een hoog duin (locatie LD5 in Luchterduinen, 2017). Foto's boven door C. Aggenbach, foto onder door P.J. Stuyfzand.

4.5 Trendmatige ontwikkeling gemeten langs transect in Luchterduinen 1992-2011

Stuyfzand & Lüers (1992), en Stuyfzand & Bezuur (2011) onderzochten de diepteligging van de ontkalkingsgrens ongeveer langs hetzelfde transect over de Luchterduinen (Fig.4.13) in resp. 1992 en 2011. In beide gevallen werd de HCl bruistest gebruikt, het onderzoek in 1992 omvatte tevens uitgebreid lab onderzoek waaronder de kalkanalyse op 2-4 monsters per profiel.

Beide meetresultaten van de ontkalkingsdiepte ($D_c\#$) zijn langs de meetraai geplot, eventueel na projectie hierop (Fig.4.14). De volgende conclusies kunnen hieruit getrokken worden:

- De verschillen in ontkalkingsdiepte tussen 1992 en 2011 zijn deels grillig van aard. De hoofdoorzaak is dat de meetpunten uit 2011 niet perfect matchen met die uit 1992 (in 1992 was inmeting met GPS nog niet mogelijk).
- In de zeereepzone (0-300 m), in landschapstype A (*Ammophila arenaria*) is de ontkalking met de bruistest niet zichtbaar voortgeschreden (vrijwel nul), dankzij continu plaatsvindende eolische processen en een recente ouderdom van het landschap (<160 jaar).

In de zone van 300 tot 1150 m, in landschapstype R (*Rubus caesius*) gemengd met H (*Hippophaë rhamnoides*) is de ontkalking ook nauwelijks dieper gekomen. De bodem is hier iets dieper ontkalkt dan in de zeereepzone, meestal niet meer dan 5 en zelden 20 cm-MV. De landschapsouderdom is iets hoger (160-360 jaar), het milieu is minder dynamisch.

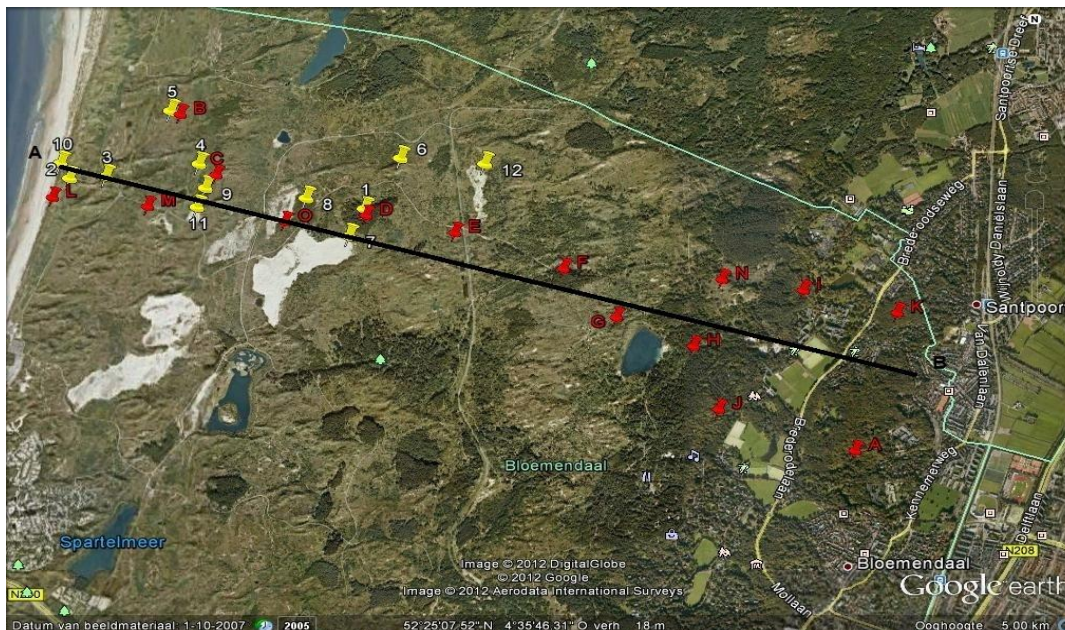


FIG. 4.12. Positie van meetpunten (rode pins met nummer A-O) langs het transect over de kalkrijke duinen van Nationaal Park Zuid-Kennemerland. Naar Stuyfzand in prep.

TABEL 4.2. Kalkgehalte [% d.w.] langs een W-O transect in Nationaal Park Zuid-Kennemerland, in profiel A-B gesorteerd op toenemende afstand tot de kust (X-HWL), in April 2012 (naar Stuyfzand in prep.). Oranje cellen = ontkalkt volgens de HCI bruistest; licht-blauwe cellen = overgangszone (van 100 tot 0 % ontkalkt).

Sample code	L	M	B	C	O	D	E	F	G	H	N	J	I	A	K	All
X-HWL m	50	425	575	750	1200	1700	2220	2875	3150	3575	3675	3725	4150	4500	4675	2483
Vegetation #	b	m	g	m	d	p	m	p	m	p	o	o/p	o	o	o	
Decalcif. depth cm	0	9	0	7	0	6	8	11	6	8	9	27	11	70	25	13.1
Transition cm	0	5	4	7	0	3	6	20	7	6	5	13	5	25	12	7.9
Depth [cm BLS]	4												0.04			0.0
	8	2.7		3.7	0.5	4.6	3.1	0.02					0.01			2.1
	10														0.05	0.1
	12		2.3		2.7		4.4	1.3		2.0	0.9	1.5	0.06	1.0		1.8
	14													0.09		0.1
	16	2.3	3.1	6.2	4.1	1.8	3.5	2.6	3.0	3.3	2.3	3.3	2.3		0.39	3.0
	18												0.01			0.0
	20		3.1		4.9		4.5	3.1	3.7	4.8	2.3	3.2	2.4			3.6
	22														0.21	0.2
	24	2.4	3.6	4.9	4.3	3.1	3.7	3.4	4.4	4.6	2.4	3.4	0.08	2.2		3.3
	28		4.5		3.6		3.7			4.5	2.7	3.0	1.3	0.00	2.6	2.9
	30								5.1				0.8			2.9
	32	2.5	4.7	6.4	5.3	3.3	4.4	1.7		3.4	1.8	3.3	2.1		3.2	3.5
	36	2.8	4.8	10.9	4.8	3.3	4.3	2.0	3.8	3.2	2.5	3.2	2.8	3.5	4.0	4.0
	40		4.5		3.4		4.9	2.7	4.9	4.7	2.5	3.3	3.3			3.8
	42												3.3	0.01	4.4	2.6
	48												3.5		4.3	3.9
	54												3.4		4.5	3.9
	56													0.02		0.0
	60												3.4			3.4
70														2.0	2.0	
84														1.9	1.9	
98														2.8	2.8	
112														2.2	2.2	
126														2.6	2.6	
140														3.2	3.2	
200														4.7	4.7	
mean decalcified							0.02	0.09				0.05	0.03	0.03	0.22	0.09
mean calcareous	2.5	4.0	7.1	4.3	3.2	4.2	2.6	4.6	4.2	2.4	3.3	3.4	2.4	3.1	4.4	3.7

#: b = bare; d = dune shrub; g = grass; m = moss; o = oak; p = pines

n = 119

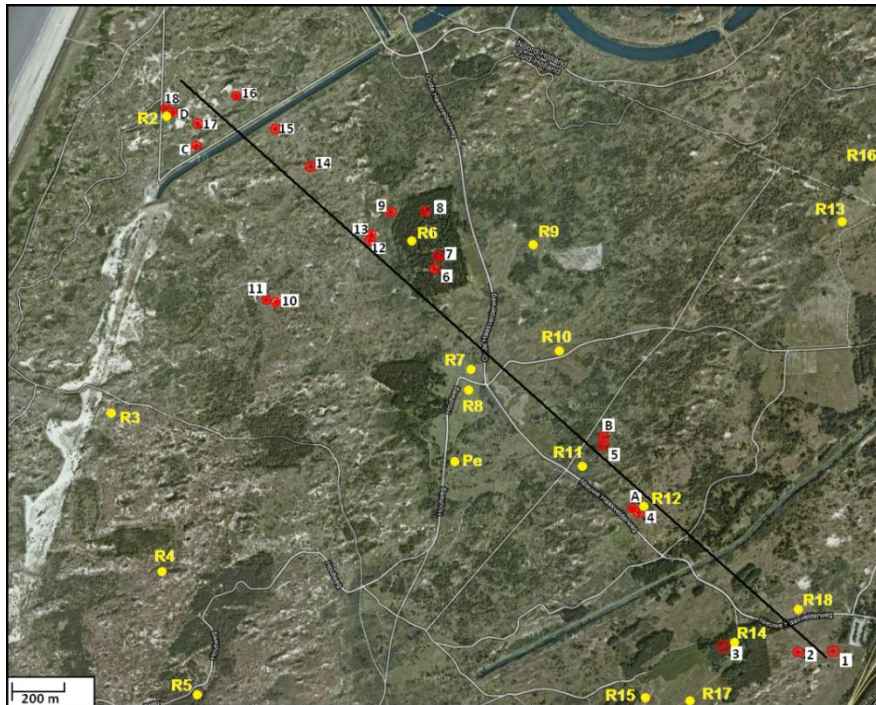


FIG. 4.13. Locatiekaart van bodemprofielen in de Luchterduinen: R2-R18+Pe (gele punten)= Stuyfzand & Lüers (1992); 1-18 + A-D (rode cirkels) = Stuijzand & Bezuur (2011). R16 en R17 geprojecteerd vanuit gebied buiten kaartfragment.. A-D = locaties waar onderzoek plaatsvond naar effect van afstand tot boomstam- of duindoorn-stam. Naar Stuyfzand in prep.

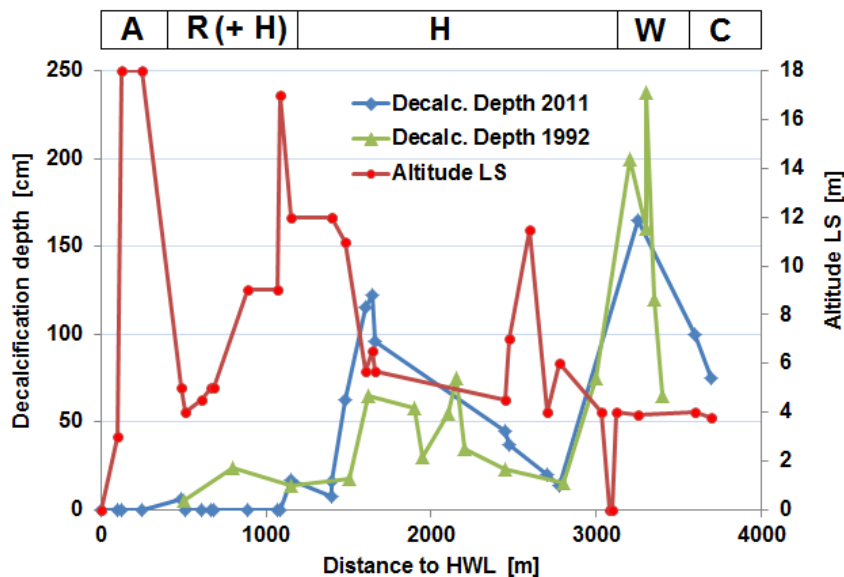


FIG. 4.14. Relatie tussen ontkalkingsdiepte ($D_c\#$) in 1992 en 2011 en de afstand tot de Hoog Water Lijn van de Noordzee (HWL) langs een meetraai in de Luchterduinen, met indicatie van de maaiveldshoogte (LS) van de meetpunten in 2011. Gebaseerd op data in Stuyfzand & Lüers (1992) en Stuijzand & Bezuur (2011). Projectie van meetpunten langs het in Fig.4.12 getoonde transect.

Landschapstypen A-W en ouderdommen volgens Doing (1988): A = *Ammophila arenaria* (helm), 1850 AD – nu; C = *Corynephorus canescens* (buntgras), 1000-1200 AD; H = *Hippophaë rhamnoides* (duindoorn), 1400-1650 AD; R = *Rubus caesius* (dauwbraam), 1650-1850 AD; W = oude duinen, 1850 BC – 1000 AD.

- In de middenduinzone (1150 tot 3150 m), in landschapstype H (*Hippophaë rhamnoides*) heeft de ontkalking ogenschijnlijk het meeste voortgang geboekt, mogelijk zelfs ca. 20 cm in 20 jaar. Dit is buitensporig veel en wordt mogelijk vertekend door het feit dat er grote ruimtelijke variaties zijn en de meetpunten niet op identieke locaties verricht zijn. Een andere verklaring bestaat uit opscherping van het uitloogfront, d.w.z. het dunner worden van de overgangszone die zelf aanzienlijk minder dan 20 cm benedenwaarts migreerde. De ontkalkingsdiepte in de middenduinzone was anno 2011 doorgaans 20-60 cm-MV met lokale uitschieters tot 120 cm-MV. De landschapsouderdom is ca. 360 – 610 jaar, en het zand is grotendeels gefixeerd door een dichte begroeiing. Het middenduin kent ook de sterkste mate van vergrassing, die in verband staat met de hoge stikstof- en zuurdepositie.
- In de zone tussen 3150 en 3350 m, in landschapstype W (oude duinen op strandwal) grotendeels bestaande uit eiken (*Quercus robur*) met een ondergroei van adelaarsvaren, is de ontkalkingsdiepte zo variabel, dat er geen conclusie getrokken kan worden over veranderingen in de diepteligging van de kalkgrens. Deze zone kent de diepste positie van het ontkalkingsfront, namelijk tussen 120 – 240 cm-MV (en op basis van aanvullende metingen in 2017 zelfs tot 400 cm-MV; Fig.4.1). De oude duinen zijn boven op een strandwal gevormd in de periode 1600-1850 BC, maar kunnen o.a. rond 1000 AD opnieuw gemobiliseerd zijn.
- In de binnenduinderand (3350 tot 3700 m), in landschapstype C (*Corynephorus canescens*) ontbreken in dit onderzoek vergelijkbare metingen. De ontkalking was in 2011 minder diep (60-120 cm) dan in de vorige zone, misschien tgv minder zandophoping of meer zandwinning.

Een andere vergelijking is mogelijk, ook in de Luchterduinen (Fig.4.14), met gegevens uit 1999 (Van Til en Mourik 1999) en 2012 (chronosequentie onderzoek Aggenbach et al. 2013).

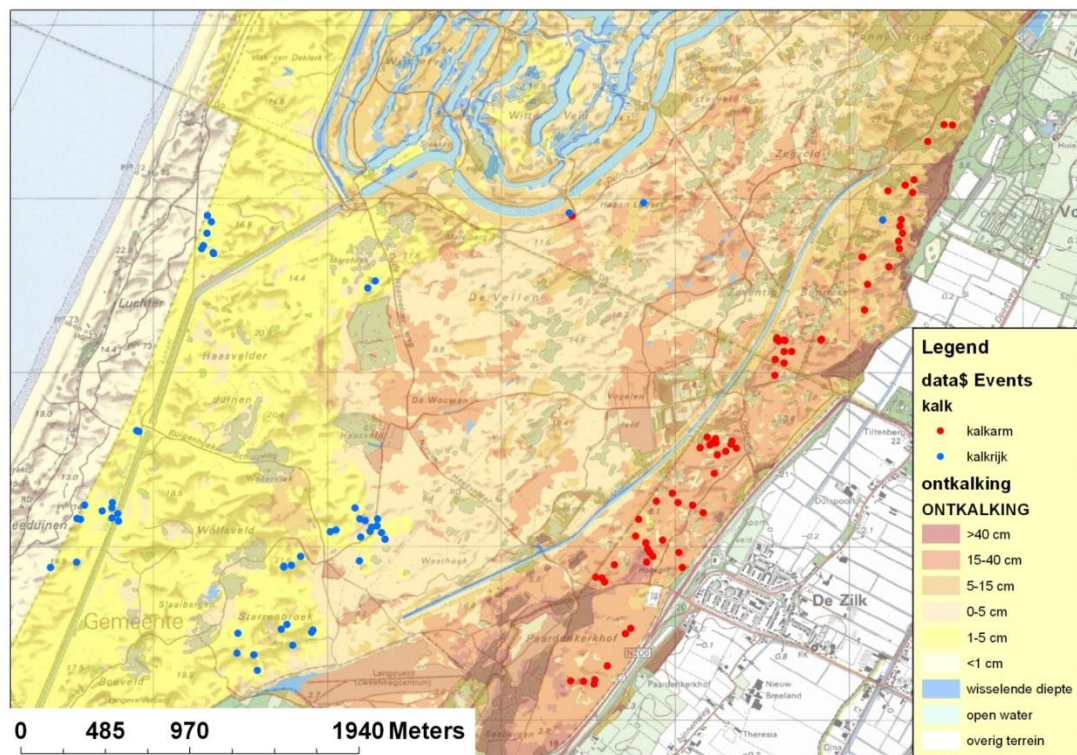


FIG.4.15. De Luchterduinen met zonering van de ontkalkingsdiepte en ligging van de meetlocaties. De ontkalkingsdiepte is afgeleid uit de vegetatiekaart van jaren 1990 - 1996 en ca. 1100 vegetatieopnamen met een kalkdiepteprofiel (Van Til & Mourik, 1999).

4.6 Uitloosnelheid gemeten langs transecten wereldwijd

Metingen bevestigen dat de ontkalkingssnelheid geenszins constant is in de tijd (Fig.4.16). In het begin is deze relatief hoog, om na 50-100 jaar sterk terug te lopen. Stuyfzand (1998) constateert dat de periode met verhoogde ontkalkingssnelheid vooral van het oorspronkelijke kalkgehalte afhangt indien de neerslag weinig varieert (Fig.4.16). Die periode duurt 100 j voor Southport (6.3 % kalk), 50-120 j voor Lake Michigan (2.6 %), en 20 j voor Schiermonnikoog (1.2 %). Chronosequenties in gestabiliseerde deflatieszones van stuifkuilen in de Luchterduinen vertonen ook een min of meer exponentiële afname van het kalkgehalte in de toplaag (Fig.4.17).

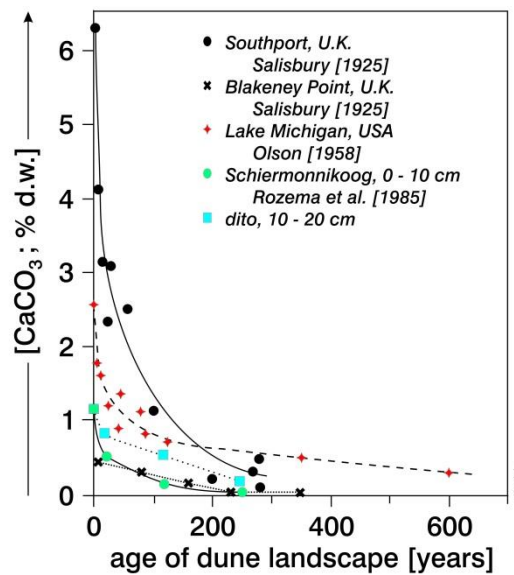


FIG. 4.16 De ontkalkingssnelheid in de bovenste 10-20 cm minerale bodem, af te leiden uit het kalkgehalte als functie van de ouderdom van het duinlandschap, voor kalkrijk duinzand in humide klimaat (700-900 mm/j). Naar Stuyfzand (1998).

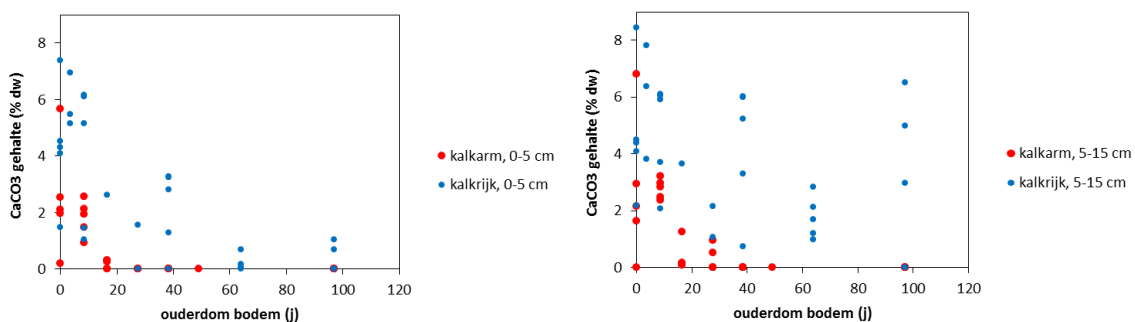


FIG. 4.17. Kalkgehalte van twee chronosequenties (kalkarm en kalkrijk) in de gestabiliseerde deflatieszone van stuifkuilen in de Luchterduinen, in de bodemlaag op 0-5 en 5-15 cm. Naar Aggenbach et al. 2013).

De ontkalkingssnelheid lijkt evenredig met de hoeveelheid resterende kalk (Olson 1958), zodat de afname van het kalkgehalte met de tijd in een transect van landinwaarts ouder wordende duinen beschreven kan worden met een vergelijking analoog aan die van radioactief verval (Eq.2.14). De beste fit voor Schiermonnikoog (0-10 cm), Southport UK (0-5 cm?), en Lake Michigan (0-10 cm?) wordt dan verkregen met $\lambda = 0.016 \text{ j}^{-1}$. Een veel betere fit wordt evenwel verkregen door te nemen:

$$CaCO_3_t = 0.4 CaCO_3_t e^{-\lambda_1 t} + 0.6 CaCO_3_t e^{-\lambda_2 t} \quad (4.1)$$

Waarin $\lambda_1 = 0.2 \text{ j}^{-1}$ en $\lambda_2 = 0.011 \text{ j}^{-1}$ voor Schiermonnikoog en Southport, en $\lambda_1 = 0.003 \text{ j}^{-1}$ en $\lambda_2 = 0.05 \text{ j}^{-1}$ voor Lake Michigan.

De betere fit van Eq.4.1 t.o.v. Eq.2.14 suggereert dat bijna 40% van de kalk een ca. 20 maal langere halfwaardetijd heeft dan de andere 60%. Dit geldt overigens alleen voor de bovenste 0.05-0.2 m van de minerale bodem, en correspondeert met een aanvankelijk nog dunne overgangszone.

Wij geven navolgende verklaringen voor de initiële hoge uitlogingssnelheid (deels gebaseerd op verklaringen van Stuyfzand 1998, 2010):

- (1) een dunne kalkovergangszone in de beginfase, zodat het beschikbare zuur op een kleiner diepte-interval inwerkt;
- (2) de specifieke kenmerken van pioniervegetaties, met hun N_2 -fixatie (die de opname van atmosferisch HNO_3 vermindert; er zijn echter ook aanwijzingen dat meer atmosferisch HNO_3 leidt tot minder N_2 -fixatie, zie Aggenbach et al. 2018) en hun lage evapotranspiratie leiden tot een grotere bodemvochtigheid met minder CO_2 verlies uit de bodem naar de atmosfeer;
- (3) een initieel optimaal contact van CO_2 en organische zuren met kalk in een nog kalkhoudende wortelzone;
- (4) een hoge opname en redistributie van Ca^{2+} door een kalkminnende vegetatie;
- (5) aanvankelijk lossen de beter oplosbare kalkfragmenten op, zoals fijnkorrelig schelpgruis van aragoniet, daarna of langzamer lossen de moeilijker oplosbare kalkfragmenten op, zoals grofkorrelig schelpgruis of hele schelpen van calciet of (dolomitische) calciet;
- (6) de input van sterke zuren via de atmosferische depositie is pas sinds de 20^e eeuw van grote betekenis geworden (Fig.4.18; Stuyfzand, 1993). Deze zuren dragen flink bij aan kalkoplossing (ca. 30% in de jaren 80; Stuyfzand, 1993 p.327) ook al wordt, bij voortgaande ontkalking, met de diepte een toenemende hoeveelheid zuur geconsumeerd door kationuitwisseling en silicaatverwerking. De gegevens in Fig.4.16 betreffen duinbodems van verschillende ouderdom, en dus met verschillende expositieduur aan verhoogde concentraties atmosferische sterke zuren (de jongste het meest). Dit effect zou wel eens dominant kunnen zijn in het verklaren van de verschillende trends in Fig.4.16;

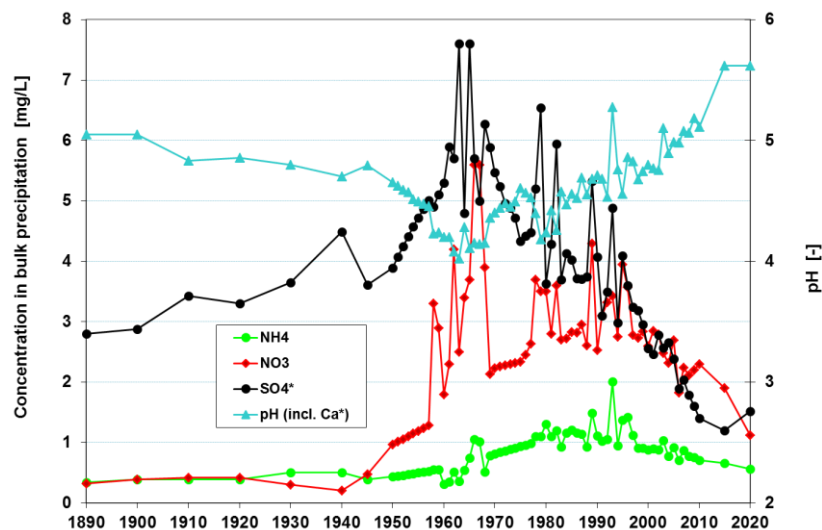


FIG. 4.18 Gereconstrueerd verloop in de pH en concentratie van sterke zuren (NO_3 en SO_4 gecorrigeerd voor zeezout) en zuurvormend ammonium in bulk regenwater (droog en nat) op relatief schone locaties langs Hollands kust. Gebaseerd op meerdere bronnen (zie Stuyfzand 2010).

- (7) oudere duinzones kunnen (vaker) opnieuw verstoven zijn en daardoor hogere kalkgehalten hebben dan zonder herverstuiving. Herverstuiving leidt daarbij tot verlies van ontkalkt zand en soms tot de vorming van een keienvloer van schelpfragmenten .
- (8) met voortgaande ontkalking verandert het systeem van een open in een gesloten systeem zodra het front onder de top van de volcapillaire zone zakt (Fig.4.19), waardoor minder koolzuur beschikbaar is en de ontkalkingssnelheid sterk afneemt. Dit speelt vooral in duinvalleien, niet in hoog, droog duin;
- (9) veel anthropogene invloeden (de afgelopen ~100 jaar) hebben geleid tot een daling van de grondwaterstand, waardoor jonge duinen voornamelijk ontkalkten in een periode met open systeem terwijl de oudere, meer landinwaartse duinvalleien gedurende zeer lange tijd ontkalkten in een gesloten systeem (Fig.4.19);
- (10) als de vegetatie in de loop der tijd toeneemt en zorgt voor bodemvorming, dan leidt de accumulatie van bodem organisch materiaal (BOM) autonoom (zonder ontkalking) door verdunning al tot een daling van het kalkgehalte (Tabel 4.3, links). De bodemvorming zorgt ook voor een porositeitstoename die de dikte van de ontkalkte bodemlaag vergroot. Uiteraard spelen hierbij de diepte of wijze van bemonstering en dikte van bemonsterde bodemlaag een cruciale rol.

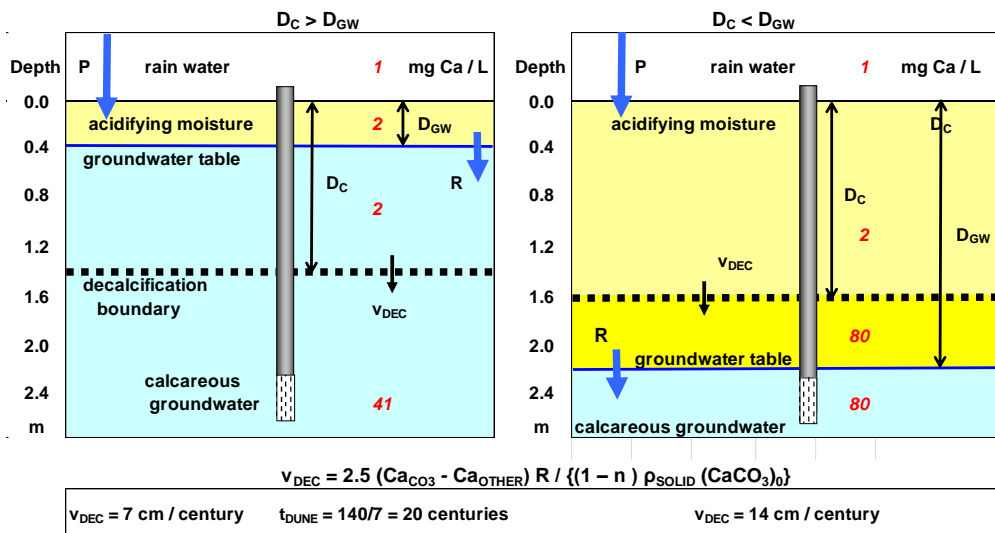


FIG. 4.19 Een drastische verlaging van de grondwaterstand (rechts naar links) kan leiden tot de overgang van een gesloten (links) in een open systeem (rechts), waardoor er meer kalk kan oplossen en de ontkalking drastisch versnelt. Effecten van de oxidatie van pyriet, sideriet of organische stof zijn hier verwaarloosd, maar zouden het verschil vergroten.

Parameterwaarden: $R = 0.4 \text{ m/j}$, $n = 0.4$, $\rho_{\text{SOLID}} = 2.65 \text{ kg/L}$. D_c = haarscherp veronderstelde ontkalkingsdiepte; D_{GW} = diepte grondwaterspiegel. Rode cijfers = mg Ca/L.

TABEL 4.3. Verlies of winst aan bodembestandsdelen leidt op zich al tot een verandering in gehalten, zoals bij accumulatie van bodem organisch materiaal (BOM; links) en bij ontkalking (rechts).

	Initial	Gain	New	New		Initial	Loss	New	New
	gram		g/kg			gram		g/kg	
CaCO3	40	0	40	33	CaCO3	40	30	10	10.3
BOM	1	200	201	168	BOM	1	0	1	1.0
Clay	10	0	10	8.3	Clay	10	0	10	10.3
SiO2	949	0	949	791	SiO2	949	0	949	978
Pb	0.03	0	0.03	0.025	Pb	0.03	0	0.03	0.031
Sum	1000		1200	1000	sum =	1000		970	1000

NB: gram and g/kg in dry weight fraction of core

4.7 Metingen in en bij de megalysimeters Castricum

De 4 megalysimeters nabij Castricum zijn in 1940 gereedgekomen en vanaf 1941 startten de metingen aan o.a. neerslag, drainagewater en meteorologie. Stuyfzand & Rambags (2011) bieden een uitvoerig overzicht van de hydrologische en hydrochemische meetresultaten in de periode 1941-1999 en 2010. Minderman & Leeflang (1968) zijn de eersten die melding maakten van het kalkgehalte van het duinzand in de lysimeters, echter zonder enige specificatie van de methode, diepte en lysimeter nummer: 3,5%. De auteurs konden geen tekenen van uitloging vinden. Rozema et al (1985) geven meer details althans m.b.t. lysimeter 1 (Tabel 4.4). Hieruit wordt opgemaakt dat in de bovenste 10 cm enige ontkalking heeft plaatsgevonden (0.60-1.5% onder kaal zand, en ca. 2% onder een met mos begroeid gedeelte.

Onder leiding van Stuyfzand hebben tenslotte 3 studenten van de Universiteit Utrecht onderzoek gedaan naar de ontkalkingsstatus in 2014, binnen en buiten de 4 lysimeters Castricum. Hun meetresultaten op basis van de HCl-bruistest en TGA-analyse incl. correctie, zijn weergegeven in Tabel 4.5 en in Fig.4.20.

De volgende conclusies worden getrokken:

- De ontkalking in de periode 1968-2014 is meetbaar voortgeschreden (want toen onmeetbaar), terwijl een vergelijking met de metingen van 1984 bemoeilijkt wordt door het monsternamen-interval van 10 cm.
- Als we uitgaan van geen ontkalking in 1941 toen de lysimeters gereedkwamen, en de meetgegevens in 2014, dan komen wij bij benadering uit op 4.5-9.4 cm/73 jaar, neerkomend op de volgende v_{DEC} in cm/eeuw: 6.2 (lys.1), 12.2 (lys.2), 12.9 (lys.3) en 8.2 (lys.4).
- Deze waarden zijn lager dan die verkregen met de calciumconcentraties in het drainagewater (11-15 cm/eeuw; Tabel 5.2). Dit wordt verklaard doordat er ook beneden de waargenomen ontkalkingdiepte nog kalk uitloopt, getuige het voorkomen van een overgangszone tussen (bijna) volledig ontkalkt en het onaangetaste moedermateriaal (Tabel 4.4).
- Wat dus nodig is, is de integratie van het kalkverlies met de diepte (zie Eq.2.13). Tabel 4.5 toont de resultaten hiervan, hetgeen inderdaad een significante toename van de ontkalkingssnelheid oplevert t.o.v. het scherp veronderstelde front volgens de bruistest.
- De ontkalkingszone blijkt in Lys.1 dunner dan die in de begroeide lysimeters. Dit heeft vast te maken met de grotere bewortelingsdiepte van de begroeide lysimeters, zodat er op grotere diepte nog CO₂ en humuszuren worden toegevoegd die kalk ook daar nog doen oplossen.
- Lysimeter 2 kent een kalkinversie op 28-38 cm-MV, waarschijnlijk t.g.v. heterogeniteit van het duinzand dat in de lysimeter werd teruggestort.
-

TABEL 4.4. Calcium en calcium carbonaat gehalte van bodemonsters uit lysimeter 1 bij Castricum op verschillende dieptes, bemonsterd in 1984 (naar Rozema et al. 1985). $CaCO_3 = 2.5 Ca_{HCl}$.

sample number	depth (cm)	Ca		CaCO ₃ %	pH (H ₂ O)
		acid extractable %	water extractable ppm		
1 bare sand	0-10	1.7	248	4.2	7.1
	10-20	2.3	370	5.7	7.2
	20-30	2.2	417	5.5	7.3
	30-40	2.2	498	5.6	7.3
	40-50	2.1	422	5.2	
2 bare sand	0-10	2.0	276	4.9	7.3
	10-20	2.2	391	5.5	7.9
	20-30	2.1	505	5.3	7.4
	30-40	2.3	486	6.5	7.3
	40-50	2.6	441	6.6	
3 bare surface covered with moss layer	0-10	1.1	59	2.8	7.3
	10-20	1.9	309	4.9	7.4
	20-30	1.9	378	4.7	7.4
	30-40	1.9	511	5.0	7.4
	40-50	2.0	518	5.1	

- De kalkgehalten buiten de lysimeters zijn systematisch lager dan die in de lysimeters. Dit kan veroorzaakt zijn door vulling van de lysimeters met ander zand dan in de omgeving. Er waren in 2011 al problemen om binnen de lysimeters onverbuisd te boren, omdat de grondwaterstand door verstopping van de afvoer sterk gestegen was (Stuyfzand & Rambags 2011). Buiten de lysimeters vormde dat geen probleem. Dit verklaart echter onvoldoende het verschil tussen 'binnen' en 'buiten', omdat de gestegen grondwaterstand 'binnen' pas na 2000 optrad.

TABEL 4.5. Ontkalkingsdiepte volgens de HCl-bruistest en profielen van het kalkgehalte binnen en buiten lysimeters 1-4 bij Castricum, bemonsterd in 2014 (naar Adan et al. 2014).

Lys.1		Lys.2		Lys.3		Lys.4			
<i>Decalc. depth HCl effervescence test [cm-MV]</i>									
	var.	mean	var.	mean	var.	mean	var.		
	1-7	4.5	5-11	8.9	8-10	9.4	6		
<i>CaCO3 content via TGA</i>									
	Depth (cm)	CaCO3%	Depth (cm)	CaCO3%	Depth (cm)	CaCO3%	Depth (cm)		
Inside	0	<0.2	Inside	0	<0.2	Inside	0	<0.2	
	3	0.47		8	4.98		5	2.36	
	8	3.43		18	4.37		15	4.10	
	13	4.30		28	1.75		25	4.81	
	20	4.45		38	2.26		35	5.69	
	30	4.54		48	4.90		45	5.52	
Outside	50	2.21	Outside	58	6.36	Outside			
	85	3.12					18	2.19	
	140	3.19					70	2.32	
	185	3.41					105	2.75	
							160	2.52	
			Outside			Outside			
				40	1.62			45	3.31
				70	3.79			80	3.72
				110	3.77			115	4.11
				145	1.73				
				190	5.05				

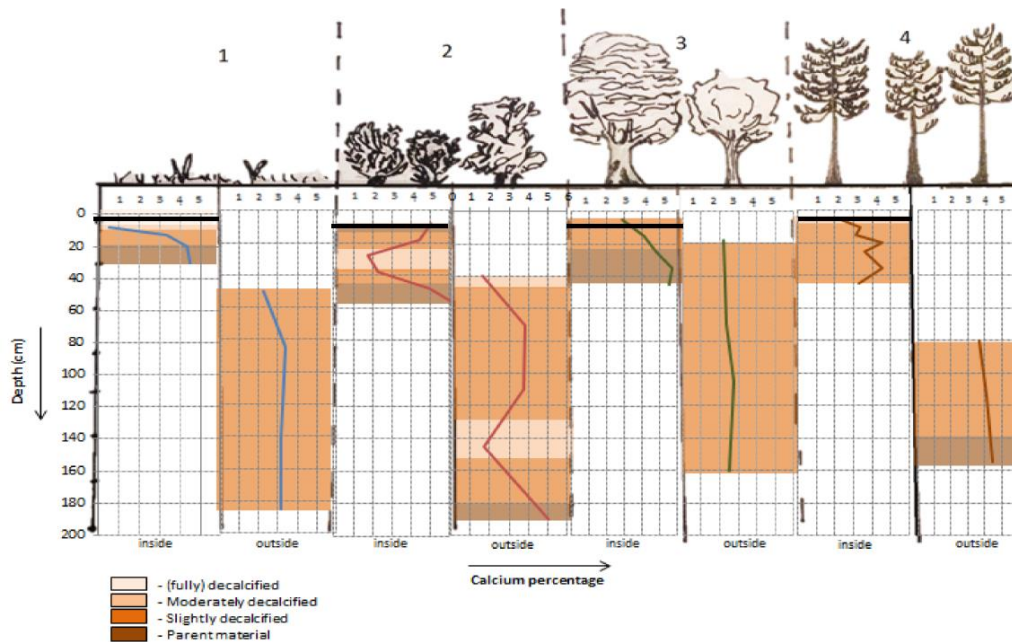


FIG. 4.20. Profielen van het kalkgehalte (% dooggewicht) per lysimeter, met onderscheid tussen binnen en buiten de lysimeter (naar Adan et al. 2014).

TABEL 4.5. Ontkalkingssnelheid volgens de HCl-bruistest (scherp front) en profielen van het kalkgehalte (ontkalking gaat op grotere diepte verder) binnen lysimeters 1-4 bij Castricum, bemonsterd in 2014 (data uit Tabel 4.4).

Parameter	Unit	Lys.1	Lys.2	Lys.3	Lys.4
(CaCO ₃) ₀	%	4.5	4.9	5.5	4.5
v _{DEC} HCl-test	cm/100 a	6.2	12.2	12.9	8.2
v _{DEC} individual layers					
Soil layer #1	cm/100 a	3.8	5.3	5.3	5.1
Soil layer #2	cm/100 a	3.9	0.6	5.6	2.7
Soil layer #3	cm/100 a	1.0	5.1	2.6	1.9
Soil layer #4	cm/100 a	0.3	8.1	0.6	1.0
v _{DEC} by summation	cm/100 a	8.9	19.1	14.2	10.7

4.8 Metingen op Texel in 2009-2014

Op ZW Texel (Fig.4.21) is in de periode 2009-2014 een raai meetpunten van het strand t/m de binnenduintrand 2 maal onderzocht op het kalkprofiel van 0 tot 0.5-2.7 m-MV (Stuyfzand et al. 2012; Adan et al. 2014). Dit gebeurde op vrijwel exact dezelfde locaties als waar Van Heteren et al. (2006) duinzand dateerden met *optically stimulated luminescence* (OSL) dateringstechniek (Fig.4.20B). Deze techniek geeft de sedimentouderdom sedert laatste afzetting onder totale uitsluiting van licht.

Doel was om de relatie te bepalen tussen ontkalking en duinouderdom op relatief betrouwbare en unieke wijze (luminescentietechniek was niet eerder toegepast en zeker niet t.b.v. ontkalkingsonderzoek). De metingen van 2009 zijn veel uitgebreider (volledige chemie met kalkbepaling op diverse manieren waaronder TGA en Ca-extractie met HF) maar ondieper (50-100 cm-MV) dan die van 2014. In 2014 zijn de meetpunten 7-6 t/m 7-16 opnieuw geboord, echter tot grotere diepte (max 270 cm-MV) en de monsters zijn alleen op kalk en organisch stofgehalte geanalyseerd via TGA.

De meetpunten 7-1 t/m 7-16 zijn weergegeven in Fig.4.21C. Het oorspronkelijke kalkgehalte van strandzand is 0.5-1.2 %, dat van duinzand 0.4-0.7 %; er zijn geen zandsuppleties geweest in dit kustgebied. Aangenomen wordt dat de ouderdom van het duinzand met de diepte slechts in zeer geringe mate t.o.v. de dateringen toeneemt. De meetresultaten zijn weergegeven in Tabel 4.6.

We concluderen uit Tabel 4.6 het volgende:

- Met toenemende ouderdom van het duinzand neemt de ontkalkingsdiepte globaal toe, conform verwachting. Enkele meetpunten vertonen echter een trager voortschrijdende ontkalking, zoals bij 7-11 en 7-13. Het gemiddelde kalkgehalte onder de kalkgrens is daar wat hoger dan gemiddeld (0.7 versus 0.5%), hetgeen een deel van de anomalie verklaart.
- Het verband tussen ontkalkingsdiepte en afstand tot de kust (Hoog Water Lijn) wordt sterk verstoord door de gebogen vorm van de kust en strandwallen (Fig.4.21).
- De met Eq. 2.11 berekende ontkalkingssnelheid (v_{DEC}) varieert van 0.3 tot >1.0 cm/jaar. De waarde van 2.29 cm/j voor meetpunt 7-6 vormt een uitbijter, waarvoor geen passende verklaring voorhanden is.
- De berekende ontkalkingssnelheid vertoont geen toe- of afname met de sedimentouderdom.
- De gehalten <0.05 % dienen wellicht als volledig kalkloos te worden beschouwd, omdat we dan rond de minimum detectielimiet zitten. Dit betekent dat de bovenste decimeters duinzand in enkele tientallen jaren volledig ontkalken en dat er meetpunten zijn waar dit niet gebeurt dankzij b.v. inwaai van kalkhoudend zand of door bioturbatie.
- Op de meetpunten 7-3 en 7-4 is de maaiveldshoogte toegenomen in de periode 1997-2009 door inwaai van vers strand- of duinzand (Stuyfzand et al. 2012). Dit verklaart de afwezigheid van enige ontkalking aldaar.

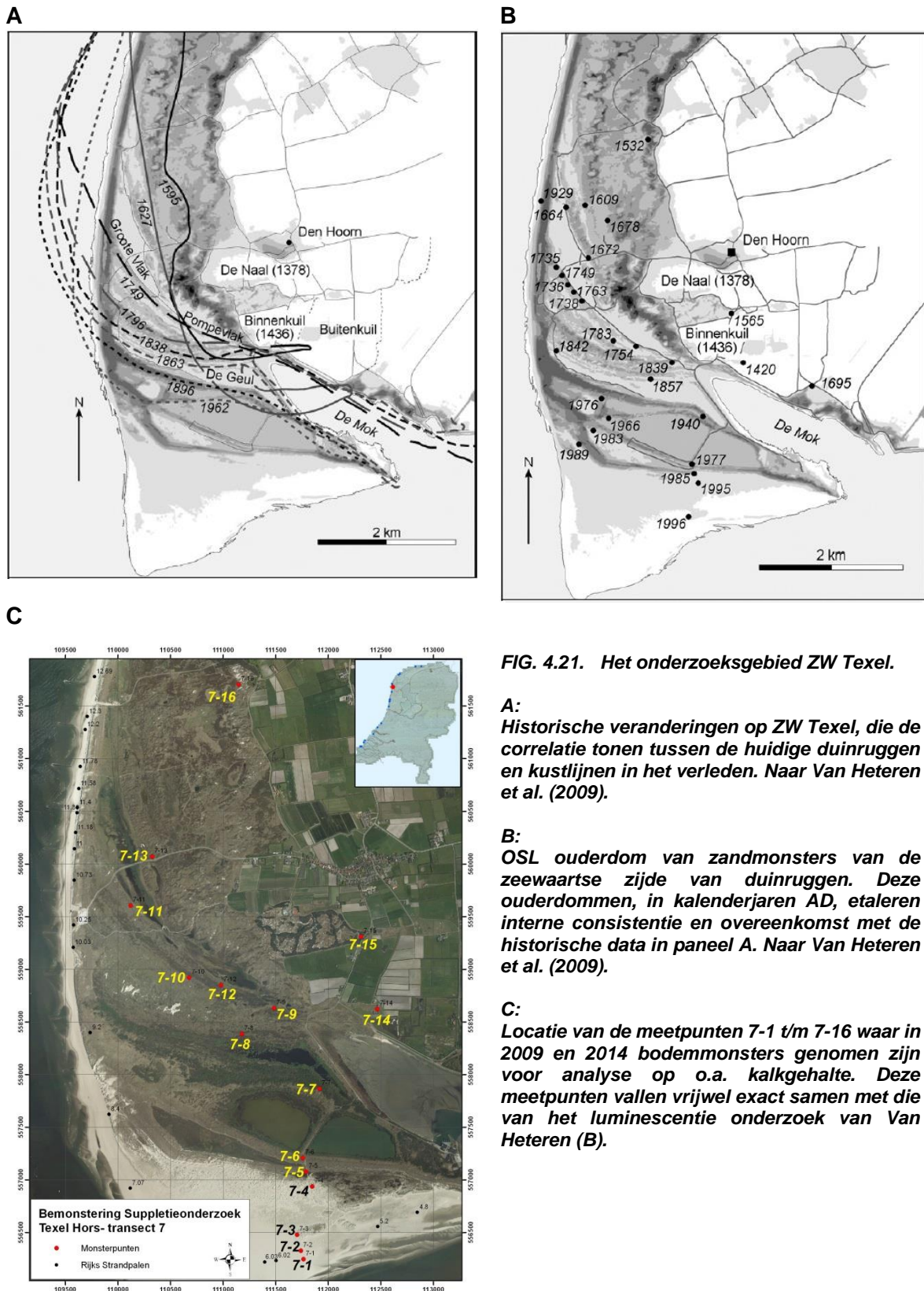


FIG. 4.21. Het onderzoeksgebied ZW Texel.

A: Historische veranderingen op ZW Texel, die de correlatie tonen tussen de huidige duinruggen en kustlijnen in het verleden. Naar Van Heteren et al. (2009).

B: OSL ouderdom van zandmonsters van de zeewaartse zijde van duinruggen. Deze ouderdommen, in kalenderjaren AD, etaleren interne consistentie en overeenkomst met de historische data in paneel A. Naar Van Heteren et al. (2009).

C: Locatie van de meetpunten 7-1 t/m 7-16 waar in 2009 en 2014 bodemmonsters genomen zijn voor analyse op o.a. kalkgehalte. Deze meetpunten vallen vrijwel exact samen met die van het luminescentie onderzoek van Van Heteren (B).

TABEL 4.6. Meetresultaten m.b.t. 15 kalkprofielen in de duinen van ZW Texel, gebaseerd op data uit 2009 (rode cijfers; Stuyfzand et al. 2012) en 2014 (overige TGA en bruistest data; Adan et al. 2014). De meetlocaties 7-1 t/m 7-16 zijn weergegeven in Fig.4.18C. Voor elk meetpunt is de sedimentouderdom [jaar] volgens Van Heteren et al. (2009) gegeven, alsmede de afstand tot de hoogwaterlijn (X_{HWL} in m), de sedimentatiesnelheid in de periode 1997-2009 [m/j], negatief indien erosie; en de vegetatie (0 =kaal, 0.4 = bijna kaal; 1-2 = kaal met helm; 3.5 = duingrasland; 5 = struweel; 9 = dennenbos).

Meetpunt	7-1	7-2	7-3	7-4	7-5	7-6	7-7	7-8	7-9	7-10	7-11	7-12	7-13	15	16	
Age	6	10	13	14	19	24	69	152	170	226	247	255	337	444	477	
X_{HWL}	0	100	250	713	850	975	1438	1725	2050	1250	675	1550	863	2883	1413	
Sed	0	0	1.1	0.12	-0.07	-0.13	0	0	0	0	-0.08	0	0	0	0	
Veg	0	0	0.4	0.4	1	3	5	3.5	3.5	3.5	3.5	3.5	3.5	9	2	
Diepte	Bruis	TGA	Bruis	TGA	Bruis	TGA	Bruis	TGA	Bruis	TGA	Bruis	TGA	Bruis	TGA	Bruis	TGA
0																
5			?	?												
10	0.4		1.03	0.42	0.49	0	0.05	1	0.36	0.04	0.08	0.03	0.08	0.05	0	0.02
15							1	0.11								
20							1	0.09								
25							1	0.11								
30							1	0.10								
35								0.13								
40								1	0.14							
45								1	0.14							
50	0.49		0.39	0.46	0.62	0.35	1	0.11								
55								3	0.23							
60								3	0.34							
65								1	0.09							
70								0.29	0.36							
75								1	0.14							
80								1	0.14							
85								1	0.14							
90								1	0.17							
95								3	0.38							
100								3	0.49							
110								1	0.13							
120								1	0.13							
130								2	0.27							
140								1	0.13							
150								1	0.13							
160								1	0.11							
170								1	0.11							
180								1	0.11							
190								1	0.11							
200								1	0.11							
210								1	0.11							
220								1	0.11							
230								1	0.11							
240								1	0.11							
250								1	0.11							
265								1	0.11							
270								1	0.11							
cm																
v_{DEC}	cm/j	?	?	?	?	?	2.29	0.51	0.46	> 1.00	> 0.62	0.32	> 0.63	0.30	> 0.61	> 0.59

4.9 Metingen in duinen en strandwallen ten zuiden van Zandvoort aan Zee

De plot in Fig.4.22 toont de ontcalcingsdiepte op een vijftal meetpunten tussen grofweg Zandvoort en Lisse, op 1000 -7000 m van zee. De ontcalcingsdiepte op de oude, geologisch gedateerde strandwallen C-F komt overeen met een gemiddelde ontcalcingsnelheid v_{DEC} volgens Eq.2.11B van 6-9 cm/eeuw. Deze waarde sluit redelijk aan bij die van lysimeters 1 en 4 te Castricum, als we de correctie toepassen volgens Eq.2.12. Daarmee komen we b.v voor meetpunt D met $D_c = 4.5$ m uit op $D_c = 5.23$ zodat de 9 cm/eeuw wordt $5.23/4.5 \times 9 = 10.4$ cm/eeuw, en de 6 cm/eeuw wordt 7.4 cm/eeuw.

Belangrijke haken en ogen aan deze methode ter bepaling van de ontcalcingsnelheid schuilen in (i) de aangenomen tijd sedert stabilisatie / vorming van het duin, (ii) potentiële veranderingen in de positie van maaiveld sinds duinvorming, b.v. door erosie, afgraving, afzetting of ophoging, en (iii) middeling van de ontcalcingsnelheid over de beschouwde diepte en periode. Uit Fig.4.16 blijkt immers dat de ontcalcingsnelheid geen constant proces is.

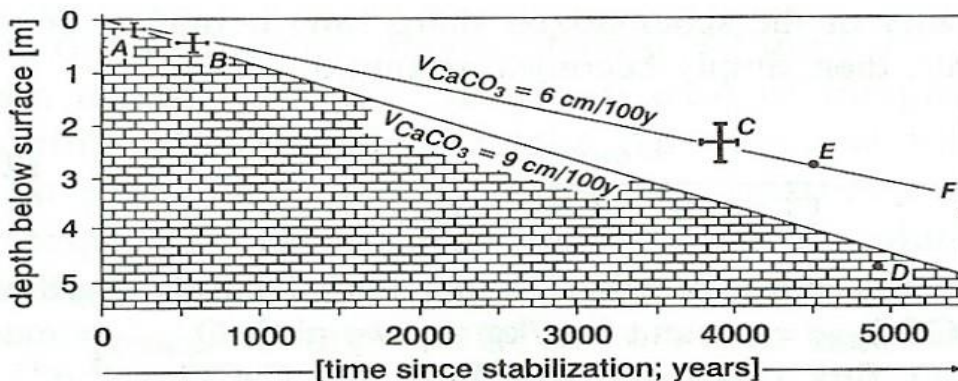


FIG. 4.22. Ontkalkingsdiepte van duinzand ten zuiden van Zandvoort als functie van de tijd sinds stabilisatie (jonge duinen) of duinvorming (oude duinen), met de berekende gemiddelde ontcalcingsnelheid (V_{CaCO_3}). Primair kalkgehalte ca.3.5 %. Naar Stuyfzand (1993).

A, B, C = waarnemingen in duinen ten westen van Hillegom, door Stuyfzand & Lüers (1992) en Blokzijl & Pruissers (1989); D = Keukenhof nabij Lisse (Jelgersma et al. 1970); E, F = nabij Oranjekom (Leiduin) en Groenendaal (data verkregen van L. van der Valk, destijds RGD).

4.10 Kleinschalige effecten

Afstand tot de stam van boom of struik

In de periode 2011-2014 hebben 3 studentgroepjes oriënterend onderzoek gedaan naar de effecten van toenemende afstand tot de stam van een boom of struik. De resultaten van Stuyfzand & Bezuur (2011) hebben betrekking op de Luchterduinen (Fig.4.23), die van Eiselin et al. (2012) op de Kennemerduinen (Tabel 4.7), en die van Adan et al. (2014) op de lysimeters te Castricum (Fig.4.24).

Geconcludeerd wordt dat er een zwakke tendens is van iets diepere ontcalcings dieper bij de stam of op 30-75 cm afstand. Dit kan verklaard worden door een kortere afstand tot het wortelstelsel (meer CO_2 en humuszuren), en misschien een hogere flux tgv stamafvoer (water en atmosferische sterke zuren).

TABEL 4.7. Ontkalkingsdiepte als functie van de afstand tot de stam van een boom of meidoorn / duindoorn.. Gebaseerd op bruistestdata in Eiselin et al. (2012). Oranje cellen = maximum diepte; lichtblauwe cellen = minimum dieptes.

Tree or shrub	#	mean decalc depth	distance from stem of tree or shrub [cm]													
			0	10	20	30	45	60	80	95	120	140	170	200	260	
Pine	A	13	5	12	20	19	40	50	75	90	110	130	150	180	220	310
	B	11			7			17			14		12	10		9
	C	15	15		16			17	14				14			
Birch	A	10					10			10			11			10
	B	10				11		10			10		11		6	14
	C	14				16					16			13	11	
Hawthorn	A	14		12		17					15				11	
	B	11		10		14	12			13			10		9	
	C	17							16			16			18	
Oak	A	8			9		10			8			6			
	B	15						15	21	13	17	17		10		
	C	7		9		8		7			5		7			8
Dune shrub	A	11	13		17			7	7		11	11				
	B	15		14			12	17			16					
	C	10				11	11		9	11	10					

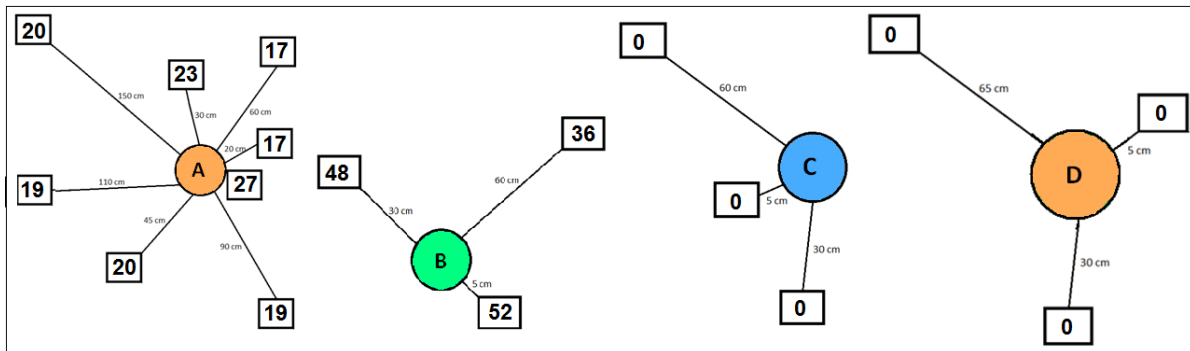


FIG. 4.23. Ontkalkingsdiepte (cm – MV) volgens de bruistest in de Luchterduinen : A = rond een duindoorn (Franse Vlak), B = rond een berk (Franse Vlak), C = rond een berk (Mosduintjes), en rond een duindoorn (Mosduintjes). Gebaseerd op data in Stuijzand & Bezuur (2011).

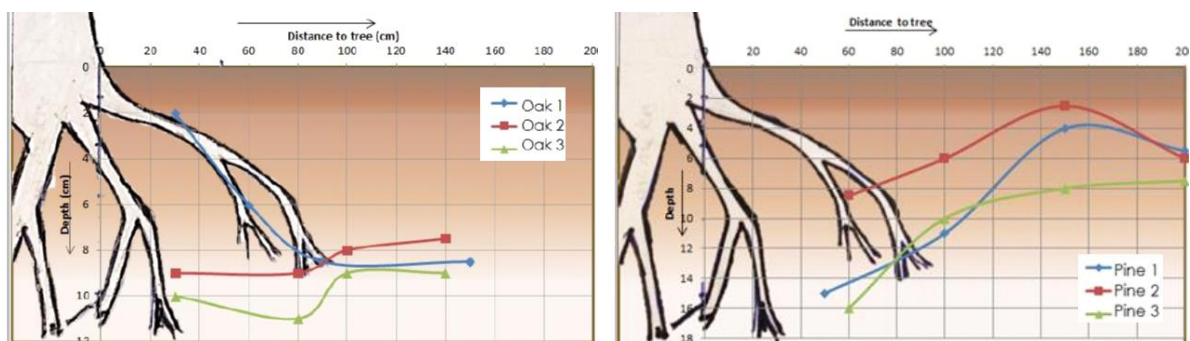


FIG. 4.24. Ontkalkingsdiepte volgens de bruistest, rond eiken (links) en dennen (rechts) in resp. lys.3 en lys.4 nabij Castricum. Ontleend aan Adan et al. (2014).

Verschil tussen noord- en zuidhelling

Eiselin et al. (2012) vergeleken de ontalkingsdiepte op noord (N) en zuid (Z) hellingen, door metingen op 4 duinen tussen 500 en 3000 m van zee, in de Kennemerduinen. In 3 van de 4 gevallen vertoonde de noordhelling een diepere ontalking. Er zijn meerdere verklaringen hiervoor: op de noordhellingen zorgt meer vegetatie voor minder erosie en meer interceptie van atmosferische zuren, hogere CO₂ concentraties in de bodem, en minder oppervlakkige afvoer door waterafstotendheid tijdens droge perioden. Voortman et al. (2015) vonden echter een geringere grondwateraanvulling op noordhellingen dan op zuidhellingen tgv meer vegetatie en minder neerslag.

5 Calcium uitloging gemeten in ondiep duingrondwater

5.1 Verdiscontering extra depositie van kalkrijk atmosferisch stof

Als we uitgaan van locaties zonder overstuiving en zonder verstuiving (erosie), dan wordt er via de atmosfeer netto enig kalkhoudend zand of stof van o.a. strand en zeereep aangerijkt, afgezien van de seaspray. Een deel hiervan wordt reeds verdisconteerd met de term Ca_{ATM} , aannemende dat dit kalkstof in het regenwater vóór of tijdens verblijf in de regenvanger oplost. De berekening van Ca_{ATM} is gegeven in Eq.2.18B, en iets verder uitgewerkt in onderstaande:

$$\text{Gemiddeld: } Ca_{ATM} = Ca_{SEA} + Ca_{OTHER} = (P/R) (0.0213 Cl_P + 1) = 0.0213 Cl_G + (P/R) \quad (2.18B)$$

$$\text{Afhankelijk: } Ca_{ATM} = Ca_{SEA} + Ca_{OTHER} = 0.0213 Cl_G + (P/R)(10.6X_{HWL}^{-0.36}) \quad (5.1)$$

waarin: Cl_P , Cl_G = Cl-concentratie in resp. bulk regenwater en bodemvocht of grondwater [mg/L].

Eq.2.18B omvat (i) het Ca-aandeel van verstoven zeezout in bulk regenwater (Ca_{SEA}), gekoppeld aan de Cl-concentratie conform Ca/Cl-verhouding in zeewater, (ii) het Ca-aandeel van andere bronnen (Ca_{OTHER}), vooral kalkstof in bulk regenwater, gemiddeld gesteld op 1 mg/L (Eq.2.18B), doch afhankelijk gesteld van de afstand tot de HWL (Eq.5.1), en (iii) de indampingsfactor (P/R).

Meetresultaten in Hollands kustduinen met name bij De Kooij, in de Amsterdamse Waterleidingduinen en Kennemerduinen (Stuyfzand 1993, Stuyfzand en Arens 2015) geven n.l. het volgende, genuanceerde beeld (Tabel 5.1). Gewogen jaargemiddelde meetwaarden van Ca_{OTHER} zijn in regenwater vooral afhankelijk van de afstand tot de kust (1-3 mg/L op 200-400 m van de Hoog Water Lijn (X_{HWL}) en 0.5 mg/L op 5-6 km afstand), de hoeveelheid regenval (hogere concentratie als P lager), de hoogte van de regenvanger t.o.v. maaiveld (een grondvanger onderschept 2-3 maal meer dan een chemisch regenvanger op 1.5 m + MV), en de aanwezigheid van kerven in de zeereep (zie verschil tussen KB1 vóór en na het aanbrengen van de kerven in maart 2013).

TABEL 5.1. Gewogen jaargemiddelde meetresultaten met bulk regenvangers (grondtype met trechterrاند op MV, chemisch type met rand op 1.5 m+MV) en doorvalcollectoren onder 3 vegetatietypen, gebaseerd op data in Stuyfzand (1993). $Ca_{TOT} = Ca_{ATM}$; $Ca_{EXTRA} = Ca_{OTHER,Th} - (P/Th)(Ca_{TOT,P} - 0.0213 Cl_P)$. P = bulk neerslag; Th = doorval.

Code Fig.5.1	Bulk precipitation (P) or Throughfall (Th)	Period	X_{HWL} m	P or Th mm/a	Cl	Ca_{TOT}	Ca_{SEA}	Ca_{OTHER}	Ca_{EXTRA}
						mg/L			
M1	P (ground)	Dec.1938-Feb.1940	430	772	15.3	2.6	0.3	2.3	-
Leiduin	P (ground)	Dec.1938-Feb.1940	5590	798	7.1	1.6	0.2	1.4	-
M1	P (1.5 m ALS)	Jan.1981-Dec.1981	340	795	38.7	2.1	0.8	1.3	-
M2	P (1.5 m ALS)	Jan.1981-Dec.1981	1000	755	23.5	1.5	0.5	1.0	-
Leiduin	P (1.5 m ALS)	Jan.1981-Dec.1981	5850	885	8.7	0.7	0.2	0.5	-
KB1	P (1.5 m ALS)	Sep.2011-Sep.2012	215	862	22.5	2.4	0.5	1.9	-
KB1	P (1.5 m ALS)	Mar.2013-Dec.2014	215	807	10.7	3.0	0.2	2.8	-
WB2	P (1.5 m ALS)	Sep.2011-Sep.2012	707	924	11.7	0.9	0.2	0.7	-
WB2	P (1.5 m ALS)	Mar.2013-Dec.2014	707	847	6.4	0.7	0.1	0.6	-
D1	P (1.5 m ALS)	Feb.1982-Jan.1983	650	790	19.3	2.1	0.4	1.7	-
D1	Th (dune shrub)	Feb.1982-Jan.1983	650	630	60	5.8	1.3	4.5	2.4
P3	P (1.5 m ALS)	Feb.1982-Jan.1983	1675	728	14	2.2	0.3	1.9	-
P3	Th (pines)	Feb.1982-Jan.1983	1675	351	48	4.8	1.0	3.8	-0.2
O2	P (1.5 m ALS)	Feb.1982-Jan.1983	3150	734	12	1.8	0.3	1.5	-
O2	Th (oaks)	Feb.1982-Jan.1983	3150	526	23	2.7	0.5	2.2	0.1

Complicaties ontstaan doordat (i) de natuurlijke begroeiing meer Ca_{OTHER} kan onderscheppen dan een bulk chemische regenvanger, en (ii) bij een zeer sterke input van Ca_{OTHER} niet alle kalk in de regenvanger oplost en dan als vaste fase wordt weggefilterd als onderdeel van de wateranalyse, hetgeen tot onderschatting leidt.

De bulk regenmetingen in het open veld en de doorvalmetingen onder nabij gelegen duindoorns, dennen en eiken in Tabel 5.1 tonen inderdaad, dat de begroeiing zorgt voor extra atmosferische depositie t.o.v. een bulk regenvanger, de zogenaamde interceptiedepositie. Dit geldt overigens ook voor de Cl-metingen, want het Cl-verschil kan niet verklaard worden door de verdamping vanaf het bladerdak: $Cl_{Th}/Cl_P > P/Th$ (met $Th =$ doorvalhoeveelheid in mm/jaar). Door berekening van de term Ca_{EXTRA} ($= Ca_{OTHER,Th} - (P/Th)(Ca_{TOT,P} - 0.0213 Cl_P)$) kunnen we zien of er t.o.v. Cl meer of minder Ca wordt ingevangen door de begroeiing. De resultaten in Tabel 5.1 tonen dat de kustnabije duindoorns relatief (!) meer Ca_{OTHER} dan Cl invangen via interceptiedepositie, en dat de meer landinwaarts gelegen dennen en eiken in relatieve zin vrijwel evenveel Ca_{OTHER} als Cl invangen.

De voorzichtige conclusie hieruit is, dat Ca_{OTHER} op grotere afstand van de kust (>1000 m) voldoende goed wordt ingeschat met ~ 1 mg/L (neemt landinwaarts tot binnenduinrand wel iets af), en dat er op kleinere afstand wat extra's bij moet. Ca_{EXTRA} bedroeg voor 1-1.5 m hoge duindoorns op 650 m afstand 2.4 mg/L (Tabel 5.1).

Metingen met zandvangders

Metingen met zandvangders door Arens et al. (2016) en Van Buuren (2017) vormen een andere bron van informatie. De zandvangders bestaan uit de lengtehelft van een cylinder, met hart op 1 m+MV, opvangoppervlak van 80x10 cm en georiënteerd op de dominante windrichting ZW (Fig.5.1 Links). De belangrijkste meetresultaten van Arens et al. zijn in Fig.5.1 Rechts weergegeven. De meetraai in de Kennemerduinen toont een minder snel afnemende hoeveelheid onderschept zand dan het duingebied bij Monster. Dit hangt wellicht samen met het lokaal kerven van de zeereep in de Kennemerduinen (Arens et al. 2016). De absolute hoeveelheid onderschept sediment lijkt in de Kennemerduinen hoger, maar de aanzienlijk langere meetperiode vertekent het beeld sterk. Van Buuren onderzocht in de Kennemerduinen naast allerlei sedimenteigenschappen ook het kalkgehalte van het met de zandvangders onderschepte materiaal. Het kalkgehalte bleek 6-8% te bedragen, vrijwel onafhankelijk van de afstand tot de kust.

De meetresultaten in Fig.5.1 zijn verder uitgewerkt in Tabel 5.2. Daarbij hebben we de sedimentvangst berekend op jaarbasis, als verticaal interceptieoppervlak 10*80 cm gehanteerd, als ontvangend landoppervlak de afstand tussen 2 zandvangders genomen, als gedeponeerde hoeveelheid daarop het verschil tussen de 2 zandvangders, en vervolgens het kalkgehalte van gemiddeld 7% en een grondwatervoeding van 0.4 m/jaar (omgerekend 400 L/m²/a) verdisconteerd.

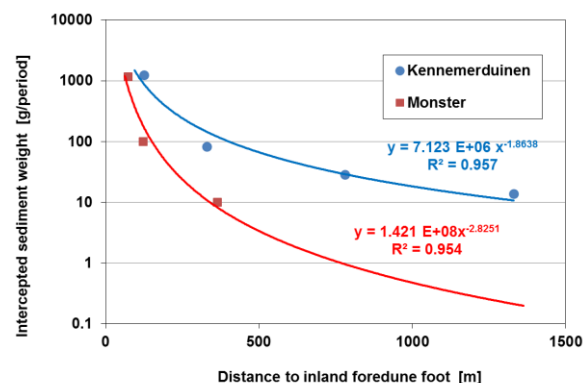


FIG. 5.1. Links: Foto van een zandvanger achter de zeereep bij de zandmotor, met enkele leden van het Deskundigenteam Duin & Kustlandschap (Foto 2018, Stuyfzand); Rechts: uitwerking van een selectie van de meetresultaten van Arens et al. (2016), n.l. met alleen de collectoren op matig dynamische locaties. Meetperiodes: Kennemerduinen oct 2013 – dec 2015, Monster nov 2011 – apr 2012.

TABEL 5.2. In de gele cellen: meetresultaten (muv geschatte R) voor de zandcollectoren op matig dynamische locaties zoals afgeleid uit data van Arens et al. (2016), en het kalkgehalte volgens Van Buuren (2017). In de witte cellen: resultaten van berekening om uiteindelijk te komen tot een schatting van niet – marien en niet sea spray gebonden Ca, Ca_{OTHER}. LS = maaiveld (Land Surface). Dune foot = landinwaartse voet van de zeereep.

Dune area	X-dune foot			catch by collector			CaCO ₃ (sand)		Ca _{OTHER}	
	total period	per year	per m ² /a	deposition on LS		[mg/L]	corrected	mg/L	mg/L	
				m ²	g/m ² /a					m
Kennemer-dunes	125	1233	569							
	500	66	30	6733	375	18	1257	3.14	1.26	3.8
	1000	18	8	277	500	0.6	39	0.10	0.04	0.1
Monster dunes	125	100	110							
	500	3	3.3	1334	375	4	249	0.62	0.25	0.7
	1000	0.5	0.55	34	500	0.1	5	0.01	0.005	0.01
				CaCO ₃ [% dw] =		7	400	= R [mm/a]		

Dan resteert nog een correctie voor het feit dat de zandvanger sediment mist, omdat hij niet tot maaiveld reikt en mogelijk niet hoog genoeg is. Hiervoor is een factor 3 aangenomen, op basis van het maximaal gemeten verschil tussen een grondregenvanger en één op 1.5 m+MV (Tabel 5.1). Het eindresultaat (Ca_{OTHER}) correpondeert redelijk, qua grootte-orde, met dat van de bulk regenvangers in Tabel 5.1.

5.2 Eerder onderzoek: 28 plots in 1980-1983

Zoals aangegeven in § 2.5 kunnen analyses van Ca en enkele andere macro-ionen in het bovenste grondwater onder de kalkgrens, in combinatie met schattingen van de grondwateraanvulling, gebruikt worden om de actuele uitloogsnelheid van kalk te berekenen.

Uit de gemeten ondiepe grondwatersamenstelling en water fluxen (gebaseerd op Eq.2.20 en Tabel 2.2) op 28 plots in Hollands kustduinen (Fig.5.2) in de periode 1980-1983, leidde Stuyfzand (1998) af, dat interactie met duinveen de ontkalkingsnelheid verhoogt, vooral als het veen zich in de onverzadigde zone bevindt, en dat duinstruweel gemiddeld de hoogste en dennenbos de laagste kalkuitloogsnelheid (250 versus 150 mg CaCO₃ m⁻² d⁻¹) vertoonden, van 7 bestudeerde vegetatietypes. Dennen vertoonden de hoogste droge atmosferische depositie van zuurvormende bestanddelen, maar deze hoge zuurinput werd tegengewerkt door een ongunstiger waterbalans en meer Ca-opslag in organische stof.

De oorspronkelijke gegevens uit dit onderzoek zijn gepresenteerd in Tabel 5.3, waarbij de lysimeterdata echter een kleine correctie ondergingen op basis van geconstateerde verliezen in de meetput (Stuyfzand & Rambags 2011). De data zijn nader uitgewerkt door in de berekeningen meer rekening te houden met kationuitwisseling (als gevolg van wisselende zoutinput) en Ca-opname door de begroeiing. Met de berekeningen volgens Eq.2.16 komen we dan uit op de in Tabel 5.4 uitgesplitste Ca-bijdragen aan de grondwaterconcentratie, de Ca concentratie uitsluitend door kalkoplossing (Ca_{CO₃}; Eq.2.16), de kalkuitloogsnelheid (= CaCO_{3,LEACH} = Eq.2.14; mg/m²/d) en de ontkalkingsnelheid (= V_{DEC}; cm/eeuw; Eq.2.20).

De resultaten van de flux berekening en ontkalkingsnelheid zijn vervolgens in Fig.5.3 gevisualiseerd voor 26 van de 28 plots, waarbij onderscheid tussen plots uit het kalkarme Waddendistrict (S en H) en kalkrijke Rhenodunale district (overige plots), plots zonder en met veeninteractie.

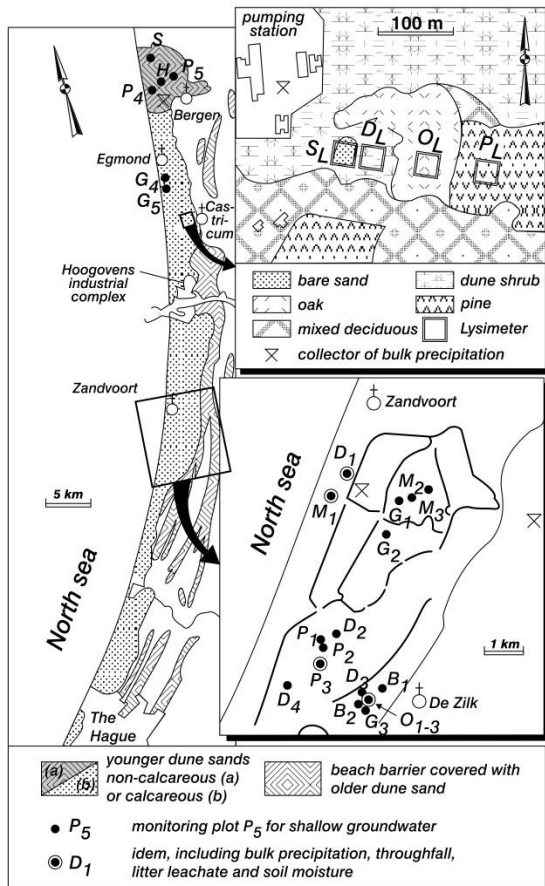


FIG. 5.2. Locatie van 28 monitoring plots van de bovenste 3 meter grondwater (naar Stuyfzand 1998).

B = adelaarsvaren (*Pteridium aquilinum*); D = duinstruweel (voornamelijk *Hippophaë rhamnoides*); G = (duin)grassen; H = heide (*Calluna vulgaris*); M = mossen; O = eiken (*Quercus robur*); P = dennen (*Pinus nigra ssp nigra*); S = kaal of zeer schraal begroeid.

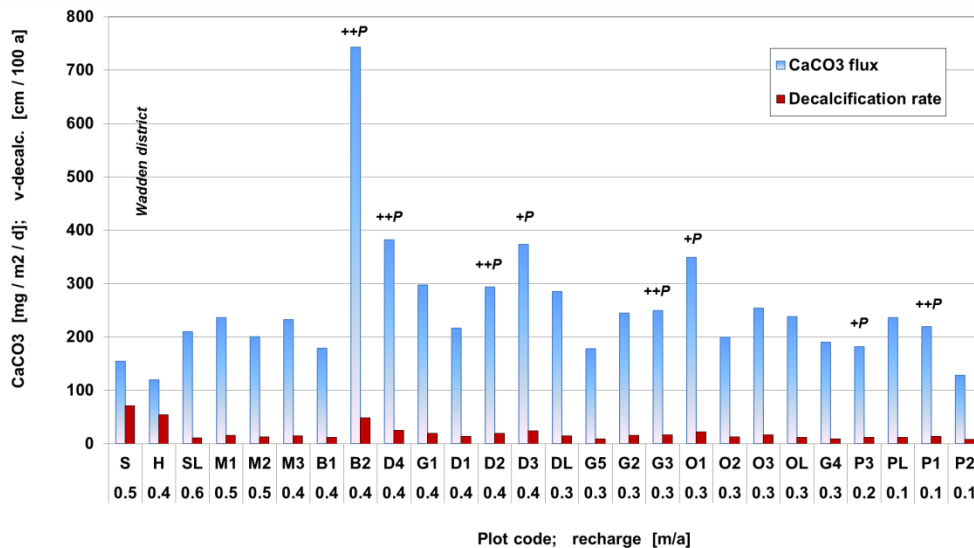


FIG. 5.3. Gemiddelde dagelijkse kalkuitloosnelheid (CaCO_3 flux uit de ontkalkingszone) en ontkalkingsnelheid in de kalkarme (Wadden district) en kalkrijke duinen (Rhenodunaal district) in de periode 1980-1983, in volgorde van hoge naar lage grondwateraanvulling (getal onder plotcode). Interactie met tussengeschaakeld duinveen is aangeven d.m.v. ++P (sterk) of +P (zwak, veensporen of humeuze horizont). Sterk gewijzigd naar Stuyfzand (1998).

X2 = plot 2 met vegetatietype = X (zie Tabel 5.3 voor toelichting, zie Fig.5.2 voor ligging van plots).

TABEL 5.3. Gemiddelde samenstelling van bovenste 3 m duingrondwater op de 28 plots in Fig.5.2, in de periode 1980-1983. Naar Stuyfzand (1998).

monitoring plot	X _{HWL} m	dune peat †	decalc. depth m BLS	D _{GW} [§] m BLS	P or R ‡	pH	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	HCO ₃ ⁻	NO ₃ ⁻	Al ³⁺	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	NH ₄ ⁺	Fe	Mn	SiO ₂	DOC
BULK PRECIPITATION (WEIGHTED MEAN)																				
Plots I	-	-	17.8	3.0	0.80	4.50	16	7	0	3.4	0.1	9	0.4	1	1.1	1.29	0.1	0.02	0.2	1.5
Plots II+III	-	-	<0.1	1.8	0.83	4.66	12	7	<1	3.6	-	6.7	0.4	1.3	0.9	1.31	0.04	0.03	-	1.7
Plots IV	-	-	0.70	2.4	0.82	4.40	15	8	0	3.5	0.07	8	0.6	2	1	1.21	0.05	0.03	<0.5	1.5
I: MINISCREENS, DUNES POOR IN CALCITE, NORTH OF BERGEN																				
S = scanty	950	-	13	3.1	0.50	4.40	29	17	0	10.5	1.92	17.8	1.6	2	2.5	0.03	0.24	0.03	10	3.4
H = heather	1400	h	20	2.1	0.37	4.79	33.4	20.4	5	2.7	0.80	20.1	2.1	6.3	3	0.09	2.05	0.04	13.1	9.8
P ₂ = pines-4	800	-	20	2.9	0.14	4.80	128	46.0	5	0.7	0.90	74.8	2.2	9.5	10.8	0.04	0.42	0.09	16.2	10.4
P ₅ = pines-5	3000	-	18	3.7	0.20	5.31	63.4	36.3	7	1	0.60	38.3	2.8	6.8	7.9	0.04	0.87	0.05	23.1	8.3
II: LYSIMETERS, CALCAREOUS DUNES, WEST OF CASTRICUM																				
S _L = bare	2000	-	<0.1	2.2	0.62	7.76	16.1	16.5	122	16.7	<0.01	9.2	2.33	49.4	2.4	0.03	0.03	<0.01	4.4	3.1
D ₂ = duneshrub	2040	-	<0.1	2.3	0.34	7.22	63.3	50.8	288	35.3	<0.01	33.4	3.28	125	6.4	0.04	0.04	0.03	8.7	7.8
O _L = oaks	2115	-	<0.1	2.3	0.30	7.03	79.1	47.4	297	0.5	<0.01	42.1	4.86	117	5.7	0.05	0.16	0.17	10.8	10.4
P _L = pines	2200	-	<0.1	2.4	0.14	7.01	435	304.0	425	0.6	<0.01	242	15.4	264	24.7	0.06	0.04	<0.01	13	17.2
III: PIEZOMETERS, CALCAREOUS DUNES SOUTH OF EGMOND AAN ZEE																				
G ₄ = grasses-4	340	-	<0.1	0.4	0.25	7.15	115	24.1	330	<0.1	<0.02	67.5	3.56	103	13.8	0.1	2.23	0.16	6.5	20.6
G ₅ = grasses-5	360	-	<0.1	1.1	0.33	7.58	76.5	32.2	202	9.4	<0.02	48.3	2.25	73.3	7.4	0.02	0.05	0.01	4.6	-
IV: MINISCREENS, CALCAREOUS DUNES, SOUTH OF ZANDVOORT AAN ZEE																				
M ₁ = mosses-1	325	-	0.05	1.5	0.52	7.77	58.1	34.3	152	36.1	<0.02	33.9	1.75	66.7	6.3	<0.1	<0.2	<0.08	5.2	2.7
M ₂ = mosses-2	2500	-	0.2	1.7	0.49	7.86	22.9	22.9	141	25.6	<0.02	15.7	1.19	56.2	4.1	0.16	0.11	<0.05	4.2	3.3
M ₃ = mosses-3	2725	-	0.3	2.5	0.43	7.74	39.5	37.1	176	34.2	<0.02	28	1.16	74	5.1	<0.10	0.28	<0.05	5.1	4.1
G ₁ = grasses-1	2100	-	<0.1	0.7	0.38	7.36	34.9	28.7	315	8.5	<0.02	19.1	0.98	109	7.4	0.45	2.44	0.26	4.8	6.3
G ₂ = grasses-2	2650	-	0.3	0.3	0.33	7.31	34.4	20.8	321	<0.2	<0.02	21.2	1.4	104	6.1	0.59	14.21	1.78	9.6	20.8
G ₃ = grasses-3	3310	+	1.3	3.1	0.33	6.66	42	66.4	287	4.9	<0.02	21.5	2.22	112	6.4	0.37	1.52	0.13	10.1	33.5
B ₁ = bracken-1	3485	-	2	4.1	0.41	7.76	21.8	30.5	158	14.7	<0.02	12.5	2.06	61	5.2	0.07	<0.2	<0.10	7.3	1.8
B ₂ = bracken-2	3115	+	1.3	2.1	0.41	7.20	34.6	128.0	282	381	<0.02	19.8	0.41	266	3.6	0.05	<0.2	<0.10	5.4	27.9
D ₁ = duneshrub	625	-	<0.1	2.7	0.38	7.77	121	54.6	162	52.4	<0.02	68.1	1.54	89	6.3	0.09	<0.2	<0.08	7.6	1.6
D ₂ = duneshrub	1685	-	0.3	2.4	0.38	7.34	41.7	40.3	275	21.9	<0.02	24.6	0.67	104	7.2	0.06	<0.2	0.09	5.4	5.5
D ₃ = duneshrub	3175	S	1.3	3.7	0.38	7.12	41.2	73.6	268	85.4	<0.02	23.5	0.85	136	5.9	<0.05	<0.3	<0.08	3.6	13.6
D ₄ = duneshrub	1145	+	0.3	2.1	0.41	7.15	94.2	77.6	344	0.6	<0.02	53.9	1.64	135	7.6	0.46	3.61	0.15	7.3	8
O ₁ = oaks-1	3260	S	1.4	3.5	0.31	7.12	86.7	167.0	298	18.3	<0.02	48.4	2.28	162	8	0.22	3.33	0.1	10.4	32.7
O ₂ = oaks-2	3200	-	1.5	3	0.31	7.58	61.2	67.6	202	7.1	<0.02	36.3	1.69	80.7	10.3	0.07	0.35	<0.09	6.8	5
O ₃ = oaks-3	3245	-	1.5	3.6	0.31	7.46	83.7	93.1	212	45.6	<0.02	45.6	5.64	109	11.5	<0.05	0.45	<0.09	7.3	18.6
P ₁ = pines-1	1515	+	0.4	2.2	0.14	6.9	146	78.1	638	1.4	<0.02	91	1.17	220	13.5	0.29	4.04	0.33	6.9	37.6
P ₂ = pines-2	1635	-	0.4	1.6	0.14	7.47	107	86.0	352	<0.2	<0.02	57.6	0.75	130	13.4	<0.1	0.24	0.37	8.5	-
P ₃ = pines-3	1700	S	0.1	2.9	0.20	7.26	73.8	76.0	336	4.7	<0.02	42.8	1.45	131	7.4	0.12	0.71	0.23	7.6	15.9

†: interaction above or at the groundwater table; +, S, - = peat clearly present, in traces and not present respectively; h = 0.1 m thick, humic top layer; § = Mean Groundwater Level in metres below land surface; ‡ = if bulk deposition 'gross precipitation' (P), else 'natural groundwater recharge' (R).

Uit Tabel 5.4 en Fig.5.3 wordt het volgende geconcludeerd:

- De diverse correcties tesamen van de totale (gemeten) Ca concentratie (Ca_{TOT}) om te komen tot de Ca concentratie louter stammend van kalkoplossing (CaCO₃) leiden tot max. 7% verlaging en max 16% verhoging van Ca_{TOT}. De correctie zijn dus zeer significant en noodzakelijk.
- De ontkalkingsnelheid in de kalkarme duinen is logischerwijze het allerhoogste, 3.5-6 maal hoger dan in de kalkrijke duinen, terwijl de kalkuitloogsnelheid gemiddeld het laagste is. De reden is evident: een laag primair kalkgehalte leidt tot snelle ontkalking, en de positie van het ontkalkingsfront beneden de grondwaterspiegel leidt tot ontkalking in een voor CO₂ gesloten systeem (→ Fig.4.18).
- De verschillen tussen de verschillende begroeiingstypen zonder veeninteractie zijn in lijn met die gemeld door Stuyfzand (1998), maar in wat verder uitgewerkte vorm als volgt te sorteren van lage tot hoge ontkalkingsnelheid (gemiddelde en min-max in cm/eeuw): dennen (12, 8-16) ≅ adelaarsvaren (12) < kaal (14) < mossen (15, 13-16) < grassen (14.9, 14-19) < eiken (15.1, 13-17) < duinstruweel (17, 14-19).
- De interactie met veen leidt tot een significante toename van de kalkuitloogsnelheid en ontkalkingsnelheid (b.v. B₂ 37 cm/eeuw hoger dan B₁, D₂-D₄ 4-10 cm/eeuw hoger dan D_L-D₁), maar beide parameters hebben betrekking op de som van bovengrond en bodem onder veen.
- De plots in de Luchterduinen vertonen een gemiddeld hogere kalkuitloogsnelheid en ontkalkingsnelheid dan die in het gebied Castricum - Egmond. De belangrijkste reden hiervoor is wellicht de prominente interactie met veen. Daar komt bij dat het primaire kalkgehalte in de Luchterduinen lager is en het zand dus sneller ontkalkt bij een gelijke zuurlast. De atmosferische depositie van sterke zuren is overigens bijna gelijk voor de Luchterduinen en de duinen bij Castricum - Egmond (Stuyfzand 1993).

TABEL 5.4. Meetresultaten en daaruit afgeleide ontkalkingsparameters. Uitwerking van Tabel 5.3. $\text{CaCO}_{3,LEACH} = 2.5 R \text{ CaCO}_3 =$ kalkuitloogsnelheid; v_{DEC} = ontkalkingsnelheid. Rode getallen voor $\text{CaCO}_{3,LEACH}$ van S en H zijn gebaseerd op Ca-analyses op grotere diepte dan Ca_T , omdat Ca_T in de duinen ten noorden van Bergen betrekking heeft op de ontcalcite zone. Data van plots II en III zonder en met correctie (C) voor hoger primair kalkgehalte tov plots IV.

Monitoring Plot	R m/a	CaCO_3 % dw	Ca_T mg/L	Ca_{ATM} mg/L	Ca_{SI} mg/L	Ca_{UP} mg/m ² /d	Ca_{LP} mg/L	BEX_{COR} meq/L	Ca_{BEX} mg/L	CaCO_3 mg/L	$\text{CaCO}_{3,LEACH}$ mg/m ² /d	v_{DEC} cm/100 a	SO4# mg/L	TIC mmol/L	TIC/ Ca_T
I: MINISCREENS, DUNES POOR IN CALCITE, NORTH OF BERGEN															
S = scanty	0.5	0.5	2	2.09	2.22	0.1	0.07	-0.01	-0.19	45.1	154	71	12.9	1.17	23.45
H = heather	0.37	0.5	6.3	2.44	2.91	2	2.0	-0.04	-0.72	47.0	119	55	15.7	1.26	8.02
P4 = pines-4	0.14	0.5	9.5	8.32	3.60	2.5	6.5	0.08	1.61				28.1	1.72	7.26
P5 = pines-5	0.2	0.5	6.8	3.78	5.13	2.5	4.6	0.12	2.32				27.4	1.44	8.49
II: LYSIMETERS, CALCAREOUS DUNES, WEST OF CASTRICUM															
SL = bare	0.62	4.5	49.4	1.25	0.98	0.1	0.06	0.10	2.06	49.3	209	11-14C	14.2	2.07	1.68
DL = duneshrub	0.34	4.5	125	2.99	1.93	2	2.1	0.02	0.32	122.5	285	15-19C	41.9	5.39	1.73
OL = oaks	0.3	4.5	117	3.53	2.40	6	7.3	-0.13	-2.65	115.7	238	12-16C	36.3	5.75	1.97
PL = pines	0.14	4.5	264	13.15	2.89	2.5	6.5	-0.40	-7.93	246.6	236	12-16C	243.1	8.01	1.22
III: PIEZOMETERS, CALCAREOUS DUNES SOUTH OF EGMOND AAN ZEE															
G4 = grasses-4	0.25	4.5	103	6.71	1.44	3	4.4	0.59	11.76	111.0	190	10-12C	8.0	6.36	2.47
G5 = grasses-5	0.33	4.5	73.3	4.79	1.02	3	3.3	0.38	7.70	78.5	177	9-12C	21.5	3.53	1.93
IV: MINISCREENS, CALCAREOUS DUNES, SOUTH OF ZANDVOORT AAN ZEE															
M1 = mosses-1	0.52	3.5	66.7	3.32	1.15	0.2	0.1	0.20	4.04	66.4	236	16	26.2	2.61	1.57
M2 = mosses-2	0.49	3.5	56.2	1.55	0.93	0.2	0.1	0.29	5.89	59.8	200	13	19.7	2.38	1.70
M3 = mosses-3	0.43	3.5	74	2.01	1.13	0.2	0.2	0.39	7.91	78.9	232	15	31.6	3.05	1.65
G1 = grasses-1	0.38	3.5	109	2.20	1.07	2	1.9	0.34	6.73	114.4	298	20	23.8	5.78	2.13
G2 = grasses-2	0.33	3.5	104	2.28	2.13	3	3.3	0.27	5.46	108.4	245	16	16.0	6.25	2.41
G3 = grasses-3	0.33	3.5	112	2.32	2.24	1	1.1	0.09	1.88	110.4	249	16	60.5	7.85	2.81
B1 = bracken-1	0.41	3.5	61	1.59	1.62	1	0.9	0.25	5.07	63.8	179	12	27.4	2.71	1.78
B2 = bracken-2	0.41	3.5	266	1.91	1.20	1	0.9	0.04	0.78	264.6	742	49	123.2	5.44	0.82
D1 = duneshrub	0.38	3.5	89	4.83	1.69	6	5.8	-0.25	-5.10	83.2	216	14	37.7	2.76	1.24
D2 = duneshrub	0.38	3.5	104	2.46	1.20	6	5.8	0.34	6.74	112.8	293	19	34.5	5.05	1.95
D3 = duneshrub	0.38	3.5	136	2.13	0.80	6	5.8	0.23	4.58	143.4	373	24	67.8	5.28	1.56
D4 = duneshrub	0.41	3.5	135	3.69	1.62	6	5.3	0.05	1.05	136.1	382	25	64.4	6.70	1.99
O1 = oaks-1	0.31	3.5	162	3.37	2.31	6	7.1	0.04	0.83	164.2	348	23	154.9	5.90	1.46
O2 = oaks-2	0.31	3.5	80.7	2.84	1.51	6	7.1	0.52	10.33	93.7	199	13	59.0	3.55	1.76
O3 = oaks-3	0.31	3.5	109	3.31	1.62	6	7.1	0.43	8.65	119.8	254	17	81.4	3.80	1.40
P1 = pines-1	0.14	3.5	220	7.56	1.53	2.5	6.5	0.58	11.62	229.1	219	14	57.7	13.93	2.54
P2 = pines-2	0.14	3.5	130	6.61	1.89	2.5	6.5	0.26	5.26	133.3	128	8	71.0	6.45	1.99
P3 = pines-3	0.20	3.5	131	4.56	1.69	2.5	4.6	0.16	3.21	132.5	181	12	65.7	6.37	1.95
Average															
Plots I	0.30	0.50	6.2	4.16	3.46	1.8	3.3	0.04	0.76	46.0	137	63	21.0	1.40	11.80
Plots II-III	0.33	4.50	122.0	5.41	1.78	2.8	4.0	0.09	1.88	120.6	223	15	60.9	5.19	1.83
Plots IV no peat	0.37	3.50	89.4	3.00	1.45	3.0	3.5	0.28	5.54	94.0	226	15	38.9	4.04	1.78
Plots IV all	0.35	3.50	119.2	3.25	1.52	3.2	3.9	0.24	4.72	123.0	277	18	56.8	5.33	1.82

5.3 Presentatie resultaten snap-shot survey 2018 en 1979-2007

Meetresultaten van de meetcampagne in 2018 in de Luchterduinen en bij het Tilanuspad zijn samengevat in Tabel 5.5 (ruwe data) en Tabel 5.6 (uitgewerkte data) samen met eerdere meetresultaten in de periode 1979-2007 (Tilanuspad) en 1990-1991 (Luchterduinen). De data van boring 24H.470 bij het Tilanuspad hebben betrekking op de ondiepste 6 minifilters tussen 0.5 en 4 m-GWT (grondwaterspiegel) en vertonen geen enkele interactie met veen. De data van de Luchterduinen zijn opgesplitst in data zonder veeninteractie in de periode 1990-1991 en in 2018, en in data met verschillen in veeninteractie uit de periode 1990-1991.

De data met verschillen in veeninteractie komen eerst aan de orde in § 5.4. De data zonder veeninteractie van zowel boring 24H.470 bij het Tilanuspad als de Luchterduinen worden besproken in § 5.5, met accent op veranderingen in de kalkuitloging de afgelopen 39 jaar. In § 5.6 volgen data van de lysimeters te Castricum uit de periode 1944-1998, en in § 5.7 wordt tenslotte een totaalbeeld van het verloop van de kalkuitloogsnelheid gedurende de afgelopen eeuw gereconstrueerd.

Voor meer achtergrondinformatie m.b.t. onderzoek aan boring 24H470 Tilanuspad zie Stuyfzand (1991, 1993), en m.b.t. onderzoek in de Luchterduinen zie Stuyfzand & Lüers (1991, 1992).

TABEL 5.5. Overzicht van gemiddelde meetresultaten aan ondiep duingrondwater (0-4 m beneden waterspiegel) in minifilterboring 24H.470 in de periode 1979-2018 (gemiddeld 6 monsters op verschillende diepte, elke meetronde), en in 5-53 peilbuizen in de Luchterduinen in 1991 en 2018 (met onderscheid tussen mate van duinveeninteractie).

Date	dune peat †	D _{GW} § m BLS	R	pH	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	HCO ₃ ⁻	NO ₃ ⁻	PO ₄ P	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	NH ₄ ⁺	Fe	Mn	SiO ₂	DOC
			m/a	lab	mg/L													
TLANUSPAD: 24H.470 DURING PAST 39 YEARS																		
1979.2	0	2.1	0.52	7.76	76.8	41.3	166	38.7	0.020	44.4	2.2	73.0	6.5		0.14	0.00	4.2	
1980.2	0	2.1	0.52	7.83	68.0	37.7	159	30.9	0.000	36.3	2.1	69.6	6.3	0.17	0.08	0.00	5.1	
1980.7	0	2.1	0.52	7.81	41.3	28.9	162	32.6	0.080	30.8	2.2	63.7	6.0		0.13	0.00	5.4	2.9
1991.9	0	2.1	0.50	7.76	70.3	27.2	193	31.0	0.015	35.0	3.5	74.2	6.8	0.11	0.02	0.02	6.0	
2007.3	0	2.1	0.48	7.74	45.8	15.1	209	20.7	0.126	23.6	3.5	80.1	6.2	0.00	0.02	0.11	6.1	3.3
2018.5	0	2.1	0.50	7.98	37.4	12.0	189	13.0	0.122	24.1	2.5	65.4	5.0	0.02	0.01	0.17	6.0	2.7
LUCHTERDUINEN: DIFFERENCES IN PEAT INTERACTION, 1990-1991																		
1990.5	-2	2.4	0.35	7.42	81.6	38.8	266	30.0	0.062	38.6	1.4	110.2	7.9	0.03	0.10	0.03	5.2	6.5
1990.7	0	4.1	0.47	7.41	44.3	31.9	234	25.6	0.110	21.3	1.3	96.0	6.2	0.34	0.06	0.07	5.4	4.8
1990.7	1	4.3	0.42	7.40	55.8	38.6	231	7.0	0.216	27.5	2.4	92.3	6.2	0.15	1.24	0.05	5.3	6.4
1990.8	2	3.9	0.45	7.42	38.3	24.6	256	2.0	0.928	21.4	1.2	88.9	5.1	0.39	2.15	0.27	7.2	4.5
1990.9	2-3	1.4	0.46	7.35	47.8	33.7	295	0.7	0.541	26.0	1.4	105.2	5.2	0.49	4.59	0.17	10.0	5.7
1991.0	3		0.55	7.13	40.9	3.6	319	0.4	1.845	20.9	1.5	97.5	3.9	4.09	6.18	0.43	21.0	5.9
LUCHTERDUINEN: NO PEAT INTERACTION, 1991 VERSUS 2018																		
1990.7	0	4.1	0.47	7.41	44.3	31.9	234	25.6	0.110	21.3	1.3	96.0	6.2	0.34	0.06	0.07	5.4	4.8
2018.4	0	3.2	0.54	7.41	19.3	9.4	205	14.3	0.042	13.7	1.1	73.4	4.2	0.02	0.01	0.03	5.3	3.4

†: -2 = peat permanently in unsaturated zone; 0 = no peat interaction; 1 = peat 1A₁ permanently in saturated zone at 5 m ASL; 2 = peat 1A₂ permanently in saturated zone at 3 m ASL; 3 = peat 1A₃ permanently in saturated zone at 0 m ASL; 2-3 = groundwater below peat 1A₃ at 5 m ASL, but probably without contacting 1A₃; § = Mean Groundwater Level in metres below land surface

TABEL 5.6. Meetresultaten en daaruit afgeleide ontkalkingsparameters. Uitwerking van Tabel 5.3. CaCO_{3,LEACH} = 2.5 R CaCO₃ = kalkuitloogsnelheid; v_{DEC} = ontkalkingsnelheid.

Date or peat interaction	R	CaCO ₃ ₀ % dw	Ca _T	Ca _{ATM}	Ca _{SI}	Ca _{IP}	Ca _{UP}	BEX _{DCR} meq/L	Ca _{BEX} mg/L	Ca _{CO3} mg/L	CaCO _{3,LEACH} mg/m ² /d	v _{DEC} cm/100 a	SO ₄ # mg/L	TIC mmol/L	TIC/Ca _T	No. of samples
TLANUSPAD: 24H.470 DURING PAST 39 YEARS																
1979.2	0.52	3.5	73.0	3.67	0.93	0.2	0.1	0.14	2.72	71.2	254	17	30.6	2.85	1.56	6
1980.2	0.52	3.5	69.6	3.48	1.12	0.2	0.1	0.02	0.31	65.4	233	15	28.1	2.71	1.56	6
1980.7	0.52	3.5	63.7	2.91	1.19	0.2	0.1	0.56	11.15	70.9	252	17	23.1	2.77	1.74	7
1991.9	0.50	3.5	74.2	3.61	1.34	0.4	0.3	-0.05	-0.99	68.5	234	15	17.3	3.33	1.80	6
2007.3	0.48	3.5	80.1	3.18	1.35	0.6	0.5	0.15	3.06	79.1	260	17	8.7	3.58	1.79	6
2018.5	0.50	3.5	65.4	2.91	1.32	0.8	0.6	0.30	6.07	67.9	232	15	6.7	3.19	1.95	5
LUCHTERDUINEN: DIFFERENCES IN PEAT INTERACTION, 1990-1991																
-2 †	0.35	3.5	110.2	4.08	1.15	2	2.1	-0.18	-3.70	103.4	248	16	27.4	4.77	1.73	5
0	0.45	3.5	96.0	2.77	1.19	1.5	1.2	0.04	0.87	94.1	290	19	25.7	4.24	1.77	50
1	0.42	3.5	92.3	3.14	1.18	1.5	1.3	0.00	-0.06	89.2	256	17	30.8	4.19	1.82	12
2	0.45	3.5	88.9	2.64	1.60	1.5	1.2	0.11	2.28	88.1	271	18	19.2	4.61	2.08	20
2-3	0.46	3.5	105.2	2.80	2.22	1.5	1.2	0.00	0.02	101.3	319	21	27.0	5.37	2.05	13
3	0.55	3.5	97.5	2.36	4.67	1.5	1.0	-0.29	-5.75	85.7	323	21	-2.1	6.20	2.55	15
LUCHTERDUINEN: NO PEAT INTERACTION, 1991 VERSUS 2018																
1990.7	0.47	3.5	96.0	2.69	1.19	1.5	1.2	0.04	0.87	94.1	303	20	25.7	4.24	1.77	50
2018.4	0.54	3.5	73.4	1.93	1.19	1.5	1.0	0.30	6.07	77.4	286	19	6.7	3.70	2.02	53

†: -2 = peat permanently in unsaturated zone; 0 = no peat interaction; 1 = peat 1A₁ permanently in saturated zone at 5 m ASL; 2 = peat 1A₂ permanently in saturated zone at 3 m ASL; 3 = peat 1A₃ permanently in saturated zone at 0 m ASL; 2-3 = groundwater below peat 1A₃ at 5 m ASL, but probably without contacting 1A₃; § = Mean Groundwater Level in metres below land surface

5.4 Effecten van verschil in veeninteractie

In 1990-1991 zijn ~60 ondiepe peilbuizen (0.5 m-MV tot 5 m-NAP) bemonsterd in de Luchterduinen (Fig.5.3) om de effecten van verschillen in duinveeninteractie op duingrondwater te meten. Stuyfzand & Lüers (1991) rapporteren hierover. Zij maken onderscheid tussen 7 typen interactie van ondiep duingrondwater met duinveen (Tabel 5.5 en 5.6; Fig.5.4 rechts), al naar gelang de positie van het veen t.o.v. de grondwaterspiegel ten tijde van bemonstering en drie soorten duinveen, te weten: veentype 1A₁ (A in Fig.4.10, ~400 jaar oud, tussen 4,5 en 6 m+NAP, 0,01-0,1 m. dik), 1A₂ (B in Fig.4.10, ~900 jaar oud, op 3-4 m+NAP, 0,2 m dik) en 1A₃ (C in Fig.4.10, 2000-3000 jaar oud, tussen 2 m+NAP en 2 m-NAP, 0,5 m dik en zeer compact).

Passage van (periodiek of permanent) boven water liggend duinveen (type -2) leidt tot een geringe afwijkende samenstelling t.o.v. duingrondwater zonder interactie met duinveen (type 0). De organische

stof van dit veen is grotendeels gestabiliseerd en thans weinig reactief meer. Wel zijn de Ca en HCO_3^- concentraties iets verhoogd ten teken van CO_2 ontwikkeling door oxidatie.

Passage van permanent onder grondwater liggend duinveen levert in toenemende mate een chemische interactie op, gaande van duinveen 1A₁, via 1A₂ naar 1A₃. We zien een zeer geprononceerde toename voor Fe, Mn, SiO_2 , HCO_3^- , NH_4^+ en PO_4 (zowel ortho als totaal), een geringe toename voor Ca, en een sterke afname voor pH, Mg, SO_4 , NO_3^- , O_2 en de redox potentiaal (Eh). Pas onder veentype 1A₃ is de denitrificatie volledig en wordt SO_4 merkbaar gereduceerd en kan er zelfs enig methaan gevormd worden. Een toenemende mate van veeninteractie vertaalt zich in een trend van toenemende Ca-concentraties, kalkuitloogsnelheid en ontkalkingsnelheid (Tabel 5.4). Dit komt overeen met de conclusies uit het onderzoek met de 28 plots in 1980-1983, waarbij meetpunt B2 een extreme waarde etaleerde die verband houdt met de dikke veenlaag 1A₃ die door grondwaterstands daling in de onverzadigde zone is beland.

Belangrijk punt bij de beschouwing van meetpunten met duinveen in het profiel is, dat de geconstateerde toenames niet geconcentreerd zijn in de bovenste ontkalkingszone, maar betrekking hebben op de hele bodemkolom boven het bemonsterde filter. Met andere woorden, passage van duinveen leidt alleen tot versnelling van de bovenste ontkalking, als het veen in die zone ligt. Onder elke veenlaag vindt ook kalkuitloging plaats. De soms dikke ontkalkingszone onder veenlagen 1A₂ en 1A₃ (Fig.4.10) zijn echter vooral ontstaan voordat de veenvorming optrad.

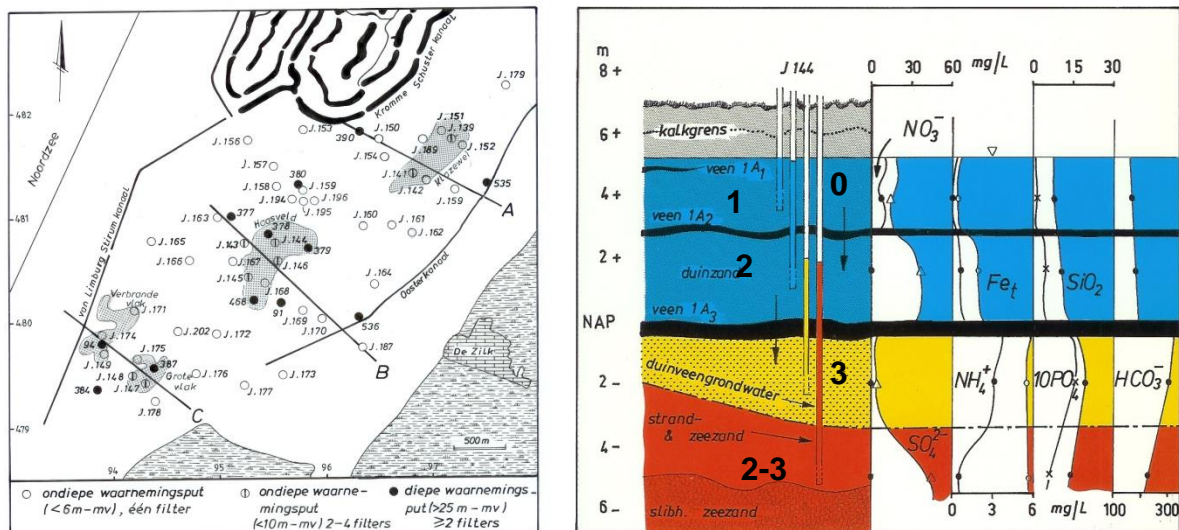


FIG. 5.4. Beknopt overzicht van het in 1991 afgeronde onderzoek naar de samenstelling van ondiep duingrondwater in de Luchterduinen als functie van de mate van interactie met duinveen (Stuyfzand & Lüers 1991). Links: Lokatiekaart van het gebied met de onderzochte peilbuizen in 1990-1991. Rechts: schematische lithologische dwarsdoorsnede over de onderzochte veenlagen, met enkele waterkwaliteitsprofielen.

5.5 Kalkuitloging de afgelopen 39 jaar

De data zonder veeninteractie van zowel boring 24H.470 bij het Tilanuspad als de Luchterduinen zijn gepresenteerd in Tabel 5.5 (ruwe data) en Tabel 5.6 (uitgewerkte data). Voor zowel de Luchterduinen als Tilanuspad geldt dat de berekende ontkalkingssnelheid de afgelopen 20-39 jaar maar weinig is afgenomen: mogelijk van 17 naar 16 cm/eeuw voor Tilanuspad, en van 20 naar 19 cm/eeuw voor de Luchterduinen (Tabel 5.6). Dit ondanks erg duidelijke, monotone afnames in de concentratie van de sterke zuren SO_4 en NO_3 (Fig.5.5 en 5.6), terwijl Ca en HCO_3 voor de Luchterduinen wel een duidelijke afname vertonen, maar voor Tilanuspad niet. De zeer geringe afname van de ontkalkingssnelheid wordt waarschijnlijk veroorzaakte door enerzijds de toegenomen begroeiing bij Tilanuspad (meer CO_2) en anderzijds de toegenomen neerslag (en daardoor toename van R) en temperatuur (toename CO_2) de afgelopen 4 decennia. Blijkbaar heffen deze trends (minder sterke zuren, meer neerslag en hogere temperatuur) elkaars effect bijna op.

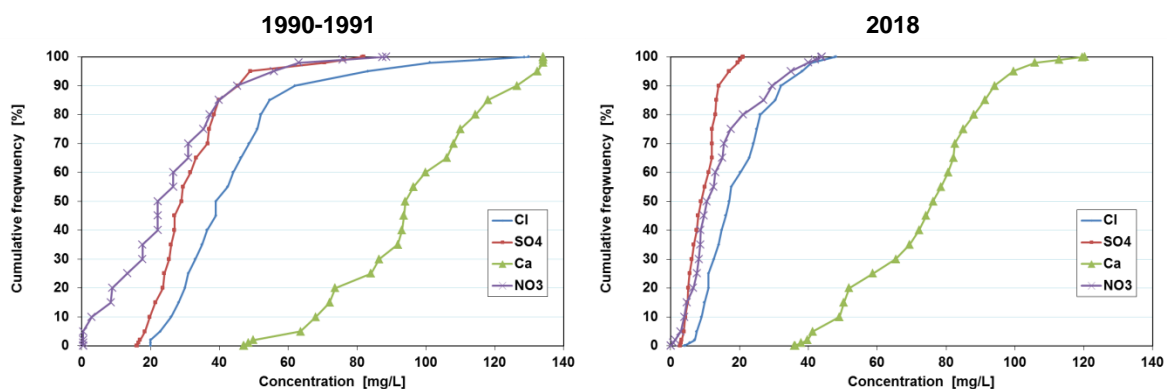


FIG. 5.5. Cumulatieve frequentieverdeling van de Ca, Cl, SO_4 en NO_3 concentratie in ondiep duingrondwater zonder veeninteractie, in de Luchterduinen in resp. 1990-1991 en 2018.

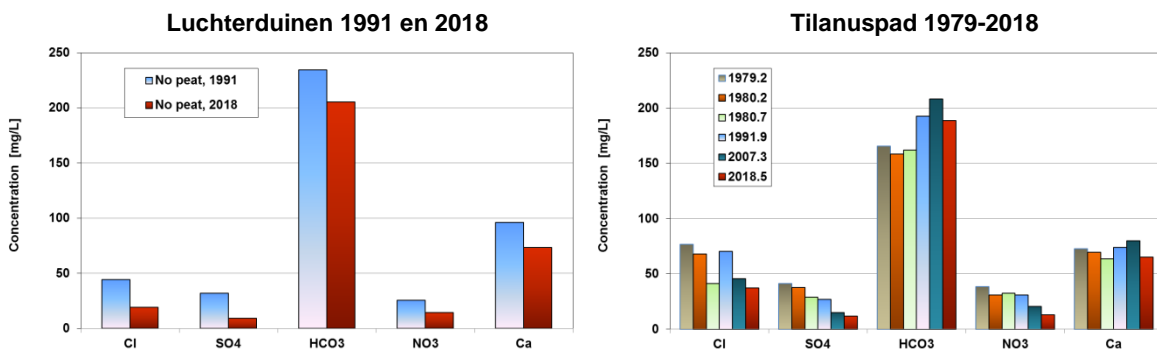


FIG. 5.6. Staafdiagrammen van de Ca, Cl, SO_4 , HCO_3 en NO_3 concentratie in ondiep duingrondwater zonder veeninteractie. Links in de Luchterduinen in resp. 1990-1991 en 2018. Rechts in minifilterboring 24H.470 langs het Tilanuspad in de periode 1979-2018.

5.6 Ontkalking van de lysimeters te Castricum in de periode 1944-1998

De kwaliteits- en kwantiteitsgegevens van het drainagewater van de 4 lysimeters nabij Castricum zijn voor de beschikbare periode 1944-1998 (met hiaat in de jaren 1962-1979) nader uitgewerkt om de ontkalkingsnelheid (v_{DEC}) voor elk te bepalen volgens rekenschema in § 2.5. Het resultaat is geplot in Fig.5.7, inclusief berekende lineaire trendlijn voor v_{DEC} (uitgaande van een oorspronkelijk kalkgehalte van 4,5%).

We zien voor de onbegroeide lysimeter relatief geringe variaties in jaarlijkse ontkalkingsnelheid (6.8-14.7, gemiddelde 10.9 cm/eeuw), met een licht dalende trend bij een licht stijgende trend in de drainage. De belangrijkste factor in de dalende ontkalkingstrend is vrijwel zeker de afgenomen CO_2 productie in de periode 1944-1961 door uitloging van boomstammen ter preventie van winderosie (Stuyfzand & Rambags 2011), en daarna de afgenomen atmosferische depositie van sterke zuren (SO_2 , SO_4 , NO_x , NH_y , NO_3).

De 3 begroeide lysimeters vertonen daarentegen relatief grote variaties in jaarlijkse ontkalkingsnelheid (0.5-36, gemiddelde 10.1-13.5 cm/eeuw), met een stijgende trend bij een dalende trend in de drainagehoeveelheid, en een toename van de begroeiing (meer CO_2 productie).

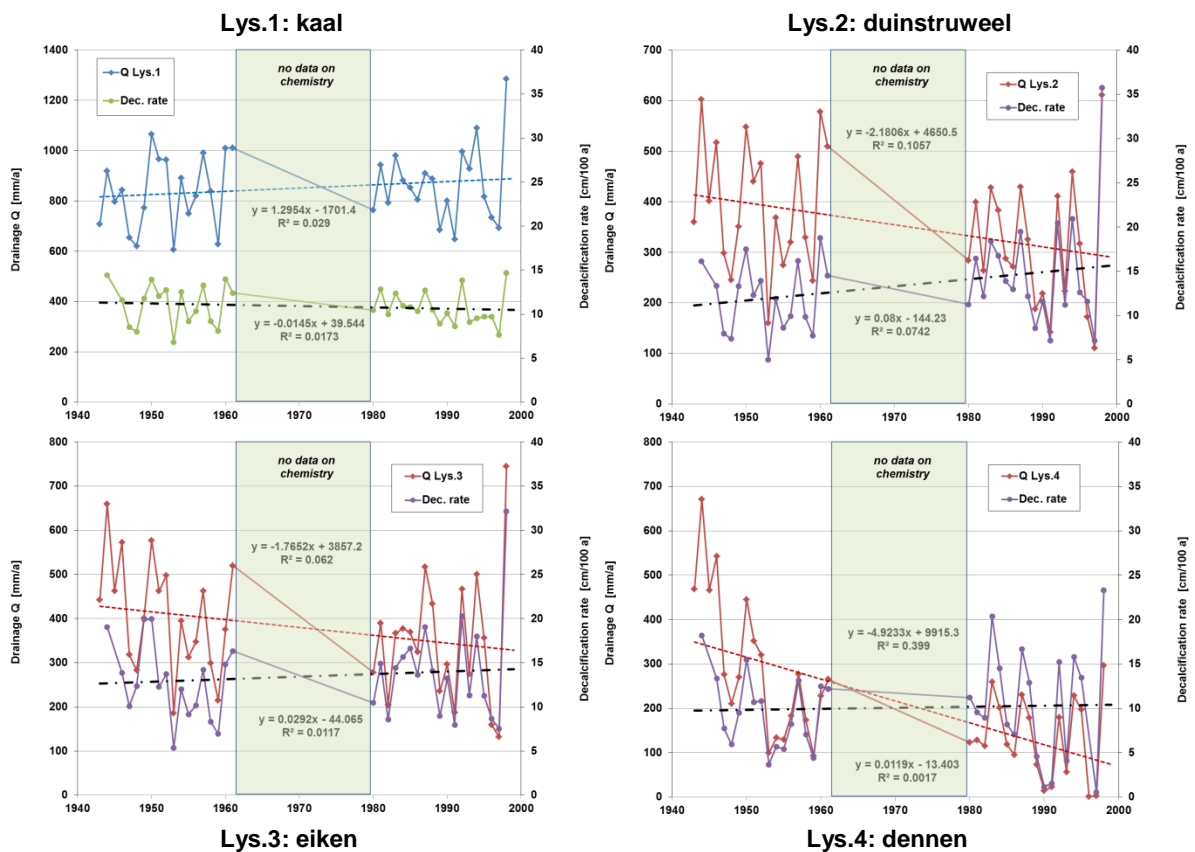


FIG. 5.7. Verloop van de drainagehoeveelheid (Q) van de 4 lysimeters te Castricum en hun ontkalkingsnelheid (v_{DEC}) in de periode 1944-1998. De streep-stippellijn geeft de lineaire trend in de ontkalkingsnelheid, de rode stippellijn die in de drainagehoeveelheid. Opvallend is de sterke correlatie tussen Q en v_{DEC} , vooral na het volgroeid raken van lysimeters 2-4 omstreeks 1953.

5.7 Trendmatige ontwikkeling in de periode 1901-2018

Eerst nog enkele oude metingen uit de oude doos

Deels ten overvloede volgen hier nog enkele meetresultaten die licht helpen werpen op de trend in de ontkalkingsnelheid. In Tabel 5.7 zijn de meetresultaten voor 4 waarnemingsputten opgenomen die zeer duidelijk in de (sub)oxische zone van de zeereepzone van de kalkrijke duinen staan: het water bevat nitraat en weinig/geen ijzer, zodat we er bijna zeker van kunnen zijn dat er geen pyrietoxidatie heeft plaatsgevonden met beïnvloeding van de Ca, SO₄ en NO₃ concentraties.

TABEL 5.7. Meetresultaten en daaruit afgeleide ontkalkingsparameters voor enkele waarnemingsputten in de ondiepe (sub)oxische zone (nitraathoudend en ijzerarm) van de kalkrijke duinen. Gebaseerd op data-archief Stuyfzand. Lys, 19C.618 = resp. oostelijk en westelijk van infiltratiegebied Castricum; 24F.003 = in centrum van Nationaal Park Zuid-Kennemerland; Tilanus (24H470), 24H.258 en 24H.287 = in zeereepzone Amsterdamse Waterleidingduinen.

Sampled monitoring well	Year	pH lab	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	HCO ₃ ⁻	NO ₃ ⁻	PO _{4T}	Na ⁺	K ⁺	mg/L			Fe	Mn	SiO ₂	TIC mmol/L
										Ca ²⁺	Mg ²⁺	NH ₄ ⁺				
19C.618-4.9	1949	7.62	103	39	242	3.2	0.09	64	4.4	88.4	5.8	0.02	0.08	0.07	6.4	4.2
19C.618-5.7	1976	7.80	131	45	235	2.3	0.14	68.9	2.6	96.4	5.4	0.01	<0.1	<0.01	7	3.99
24F.003-3.2	1911	-	33	17	187	7.6	0	17	-	67.8	6.1	0.02	0.19	<0.01	9.8	3.88
24F.003-3.2	1979	7.63	54	48	186	28.5	0.16	26.9	2.4	86.9	5.5	0	0.11	<0.01	6.5	3.21
24H.258-3.4	1947	-	137	59	277	14.4	0.08	84.6	-	96	16.1	0	0.07	0.11	6.4	4.66
24H.258-3.4	1980	7.98	161	82	257	42	0.56	94.3	4.8	105.4	14.4	0.06	-	-	8.9	4.3
24H.287-1.9	1939	-	125	53	264	13	0	56.5	0	99.5	16.5	0	0.06	<0.01	11.2	4.61
24H.287-2.5	1980	8.04	122	55	212	33	0.18	68.1	5.5	92.6	8.2	0.04	0.53	<0.01	6.7	3.54

Sampled monitoring well	R m/a	CaCO ₃ % dw	Ca _T	Ca _{ATM} mg/L	Ca _{SI}	Ca _{UP} mg/m ² /d	Ca _{UP} mg/L	BEX _{COR} meq/L	Ca _{BEX} mg/L	Ca _{CO3} mg/L	CaCO ₃ LEACH mg/m ² /d	V _{DEC} cm/100 a	SO ₄ # mg/L	TIC/CaT
														mmol/L
19C.618-4.9	0.4	4.5	88.4	4.2	1.4	1.5	1.4	0.16	3.2	87.3	239.2	12.2	24.6	1.90
19C.618-5.7	0.4	4.5	96.4	4.8	1.6	1.5	1.4	-0.56	-11.2	80.2	219.5	11.2	26.7	1.66
24F.003-3.2	0.5	3.5	67.8	2.3	2.2	1.5	1.1	0.09	1.9	66.2	226.7	14.9	12.4	2.29
24F.003-3.2	0.5	3.5	86.9	2.8	1.4	1.5	1.1	-0.05	-1.0	82.8	283.4	18.6	40.4	1.48
24H.258-3.4	0.4	3.5	96.0	5.0	1.4	1.5	1.4	0.77	15.3	106.3	291.1	19.1	39.8	1.95
24H.258-3.4	0.4	3.5	105.4	5.5	2.0	1.5	1.4	0.41	8.1	107.5	294.2	19.3	59.5	1.64
24H.287-1.9	0.4	3.5	99.5	4.7	2.5	1.5	1.4	-0.14	-2.7	91.0	249.0	16.3	35.5	1.86
24H.287-2.5	0.4	3.5	92.6	4.6	1.5	1.5	1.4	-0.01	-0.3	87.6	239.8	15.7	37.9	1.53

TABEL 5.8. Meetresultaten voor enkele waarnemingsputten in de ondiepe anoxische zone (nitraatloos en ijzerhoudend) van de kalkrijke duinen. Gebaseerd op data-archief Stuyfzand.

Year	samples		EC μS/cm	pH	Cl	SO ₄	SO ₄ #	HCO ₃	NO ₃	Fe	Ca	Tot-H	TotH#	phi m ASL
	m ASL	n												
<i>Decalcified dunes north of Bergen aan Zee</i>														
1912	-3.1	20	194	-6.6	38.2	8.2	2.9	60	0.0	2.5	13.8	0.47	0.34	
1979-1984	-3.8	3	457	6.3	60.3	44.3	35.9	28	0.3	4.9	19.7	0.76	0.56	
2007	-3.1	6	320	6.2	83.8	22.5	10.8	24	0.0	2.7	14.4	0.58	0.31	2.6
1979-1988	1.2	53	275	5.5	61.8	29.7	21.0	13	2.2	1.95	9.4	0.48	0.27	
1991	1.1	25	400	5.6	90.2	33.8	21.2	19	1.8	2.04	12.8	0.63	0.34	
2007	1.2	26	258	6.0	63.0	19.3	10.4	22	0.6	1.6	10.5	0.45	0.24	2.78
<i>Calcareous dunes between Langevelder Slag and Egmond aan Zee</i>														
1901-1912	-5.3	38	533	7.3	49.2	26.0	19.1	278	0.3	3.6	101.0	2.70	2.54	
1977-1979	-5.4	38	697	7.4	80.2	61.7	50.4	279	2.2	4.0	117.3	3.18	2.92	
2007	-5.1	21	490	7.5	40.6	19.5	13.8	246	3.1	2.9	93.2	2.53	2.40	2.38
1981	2.3	63	529	7.7	46.5	51.6	45.1	209	18.3	1.2	88.2	2.42	2.27	
1991	0.6	28	536	7.5	49.8	21.5	14.6	236	13.8	2.5	81.9	2.26	2.09	1.86
2007	2.7	81	432	7.6	29.8	13.7	9.5	217	5.9	1.5	75.6	2.08	1.98	2.2

In Tabel 5.8 zijn de meetresultaten voor een groot aantal waarnemingsputten opgenomen die geheel of gedeeltelijk in de ondiepe anoxische zone van de kalkrijke duinen staan: het water bevat geen of weinig nitraat en veel ijzer, zodat pyrietoxidatie plaatsgevonden kan hebben met beïnvloeding van de Ca, SO₄ en NO₃ concentraties.

Synthese: Trends Rhenodunale district in de periode 1911-2018

Alle beschikbare informatie in de voorgaande tabellen is in Fig.5.8 tegen de tijd (periode 1911-2018) geplot om het verloop van bijna 110 jaar ontkalkingssnelheid te tonen. De data van Castricum en omgeving zijn genormaliseerd op een kalkgehalte van 3,5%. Het verloop toont dat de momentane ontkalkingssnelheid grote jaarlijkse variaties kent, b.v. voor de met duinstruweel begroeide lysimeter tussen 7 en 22 cm/eeuw rond een gemiddelde van 15 cm/eeuw. Trends in de periode 1911-2018 worden of overschaduwd door deze jaarlijkse fluctuaties of vertroebeld door gebrek aan meetwaarden vooral (maar niet alleen) in de periode 1962-1975.

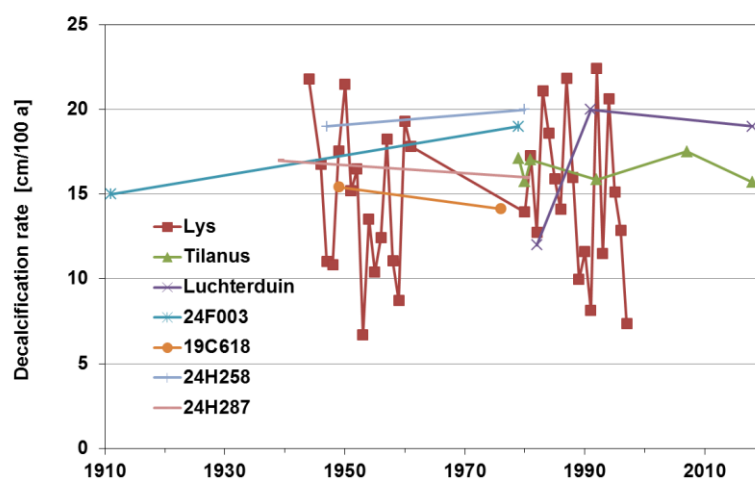


FIG. 5.8. Verloop van de ontkalkingssnelheid (v_{DEC}) in de periode 1900-2018. De lysimeterwaarden betreffen de met duinstruweel begroeide lysimeter 2 na correctie voor het hogere primaire kalkgehalte (4.5%) tov dat van de overige meetpunten (3.5%). Locatie van waarnemingsputten Lys, Tilanus, 19C618, 24F003, 24H258 en 24H287 aangegeven in bovenschrijf Tabel 5.7.

5.8 Vergelijking met situaties buiten Nederland

Van Breemen & Protz (1988) presenteerden een overzicht van de Ca-concentratie en uitloosnelheid van kalk op 12 locaties in de wereld, waaronder de lysimeters Castricum in de beginperiode 1947-1962. De gegevens zijn in Tabel 5.9 gerubriceerd. De afwijkende eenheden zijn als volgt te converteren: $10^3 \text{ kg km}^{-2} \text{ year}^{-1}$ naar $\text{mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ vermenigvuldigd met 2.738, en CaCO₃ naar Ca²⁺ deel door 2.5. De data voor USA, Zwitserland en de Castricumse lysimeters zijn gecorrigeerd voor bijdragen van SO₄ en NO₃ aan de kalkoplossing, om een betere vergelijking te maken met relatief schone locaties in Canada, Lake Michigan, Australië en UK. Het korte paper geeft weinig details. Niettemin valt te zien dat de resultaten met de Castricumse lysimeters passen in het globale beeld.

Protz et al. 1984 vermelden voor de Hudson Bay site de volgende relatie van de ontkalkingssnelheid met de ¹⁴C gedateerde ouderdom van de zandige gravel: $D_c = 0.058 t_c - 0.904$, ofwel 30 cm in 5435 jaar = 0.55 cm/eeuw. Dat is erg laag, maar volledig verklaarbaar door het hoge kalk (23-34%) en dolomietgehalte (5-7%), een geringe grondwateraanvulling van 0.270 m/jaar en een Ca+Mg concentratie in het water van $\frac{1}{2}(89-122)/2.5$ (uitgedrukt als Ca in mg/L). Met Eq.2.22 en een porositeit van 0.25 berekenen we zo 0.41 cm/eeuw, hetgeen de waarnemingen prima benadert.

TABEL 5.9. Overzicht van achtergrondgegevens en de gemeten CaCO₃ concentratie en berekende kalkuitloosnelheid voor 12 locaties in de wereld. Naar Van Breemen & Protz (1988).

Location	Parent material, vegetation	Mean annual temp (°C)	Mean annual precip. (mm)	Mean annual drainage [†] (mm)	Leaching of CaCO ₃		Method	Ref.
					10 ³ kg km ⁻² y ⁻¹	mg L ⁻¹		
Hudson Bay Coast	Spruce-lichen vegetated storm ridges with 34% CaCO ₃	- 5.5	600	270	24-33	89-122	Soil chronosequence	This study, Chapman and Thomas (1968)
James Bay Coast	Spruce-lichen vegetated storm ridges with 15% CaCO ₃	- 0.1	810	480	50	104	Soil chronosequence	Protz et al. (1988)
Lake Michigan shore, Ind. USA	Forested dunes, 2.6% CaCO ₃	10	850	320 [‡]	45	140	Soil chronosequence	Olson (1958)
Ocean Beach, NSW, Australia	Forested dunes, 3% CaCO ₃	17	1230	370	45	120	Soil chronosequence	Burges and Drover (1953)
Rothamsted, UK	Unfertilized wheat plot, 5% CaCO ₃	10	700	254	66	260	Soils sampled over a 100-yr period	Bolton (1972)
Rothamsted, UK	Unfertilized wheat plot, 5% CaCO ₃ , receiving 35 ton of farmyard manure per ha yr ⁻¹	10	700	254	109	430	Soils sampled over a 100-yr period	Bolton (1972)
Taughannock Creek, N.Y., USA	Sedimentary calcareous hardwood	6	960	430	54 ^{§†}	126	Watershed	Likens (1974)
Walker Branch Tenn., USA	Sedimentary dolomitic, hardwood	14	1510	861	63 ^{§†}	73	Watershed	Henderson et al. (1977)
Areuse Basin, Switzerland	Jurassic limestone, mainly pasture	3-7	1600	1190	239 ^{§†}	201	Watershed	Miserez (1973)
Castricum, The Netherlands	Dunes, 3.5% CaCO ₃ kept barren	9	837	634	63 [§]	99	20 × 20 × 2.5 m ³ lysimeters 1947-1962	Minderman and Leeftang (1968)
Castricum, The Netherlands	Dunes, 3.5% CaCO ₃ , deciduous trees	9	837	379	61 [§]	161	20 × 30 × 2.5 m ³ lysimeters 1947-1962	Minderman and Leeftang (1968)
Castricum, The Netherlands	Dunes, 3.5% CaCO ₃ , pine forest	9	837	232	42 [§]	181	20 × 20 × 2.5 m ³ lysimeters 1947-1962	Minderman and Leeftang (1968)

[†]Measured directly (watershed and lysimeter studies), or calculated from annual precipitation and estimated evapotranspiration (soil chronosequence studies).

[‡]Assuming a mean evapotranspiration as in Castricum, The Netherlands.

[§]Corrected for any effects of acid rain by assuming that all SO₄ and NO₃ in the drainwater results from acid rain.

[†]Assuming that all Mg in the drainage water comes from carbonate.

6 Koolzuurgas, zuurgraad (pH) en verzuring

6.1 Koolzuurgasmetingen in onverzadigde zone

Caverzam Barbosa (2014) verrichtte, als onderdeel van haar BSc studie aan de VU, onderzoek naar de CO₂-gas concentraties in de onverzadigde zone van vooral de Kennemerduinen en daarnaast in Twente, als functie van begroeiingstype, diepte, bodemvochtgehalte, bodem-pH etc.

Met de VU-spiraalboor werd geboord tot max. 1.65 m-MV om elke 15 cm een gasmonster te nemen met een 10 mL injectiespuit (Fig.6.1 links), die na vulling op elke diepte direct werd aangesloten op een infrarood gas Analyser (EGM-4 CO₂ Analyser, PP Systems, UK), waarmee de CO₂ concentratie werd gemeten met een nauwkeurigheid van ~1% (Fig.6.1 rechts).

De meetresultaten uit de Kennemerduinen zijn samengevat in Tabel 6.1, incl. lokatiekenmerken en de berekende Ca concentratie in het bovenste grondwater uitgaande van kalkoplossing uitsluitend door CO₂ in een open systeem. In werkelijkheid zijn de Ca concentraties hoger tgv extra kalkoplossing door sterke atmosferische zuren, alsmede tgv kleine Ca-bijdrages van zeezout en Ca-silicaten. Enkele gasmeetresultaten zijn in een diepteplot weergegeven ter illustratie (Fig.6.2).



FIG. 6.1 Bemonstering van bodemlucht via de VU-spiraalboor (links) en in situ analyse op CO₂, in de Kennemerduinen bij Kattendel. Foto Stuyfzand 2014.

TABEL 6.1. Meetresultaten bodem-CO₂ onderzoek in de Kennemerduinen, incl. locatiegegevens en berekende max. PCO₂ en Ca-concentratie in bovenste grondwater berekend op basis van een open CO₂-systeem zonder oplossing door sterke atmosferische zuren. Bodemgegevens en CO₂-metingen ontleend aan Caverzam Barbosa (2014). Rode getallen = max. CO₂ conc. in profiel; Ca 2nd = berekende Ca conc. in bovenste grondwater bij 11°C, 2^e iteratie incl. activiteitscoëfficiënten. Theta = bodemvochtgehalte.

Way point	39	40	41	42	43	45	46	47	48	49	50	51	52	53	54
Vegetation	Oak	Bare	Wetland	Salix	Grass	Salix	Salix	sparse	Bush	Wetland	Grass/jrass/wetl.	Wetland	Mixed forest		
Date 2014	2103	2103	104	104	104	1604	1604	2204	2204	2304	2304	2304	2904	2904	2904
N	52.39753	52.41541	52.42591	52.4256	52.42561	52.42845	52.42778	52.42717	52.42717	52.42473	52.42556	52.42556	52.43032	52.39747	52.39762
E	4.59328	4.554548	4.55895	4.55943	4.559189	4.561617	4.5607	4.5648	4.567967	4.568433	4.568611	4.565556	4.56471	4.59339	4.59097
pH H2O	5.7	8.00	7.39	7.18	7.26	7.52	7.45	7.47	6.75	7.27	7.59	6.51	6.99	5.17	5.89
pH KCl	4.93	8.28	7.31	6.96	7.09	7.30	7.13	7.47	6.7	6.84	7.14	5.83	6.64	4.12	4.73
%C	5.7	0.08	0.62	2.68	1.84	0.93	1.89	0.89	5.19	6.44	2.81	3.27	3.88	6.34	1.47
%N	0.39	0.01	0.05	0.25	0.17	0.08	0.17	0.07	0.42	0.54	0.29	0.31	0.25	0.4	0.09
% CaCO ₃ (TGA)	0.61	5.68	4.97	3.16	2.85	3.62	2.61	3.53	1.27	-0.16	3.33	0.34	1.62	0.33	0.12
Theta [0-10 cm]	17.4	13.2	23.4	10.4	5.5	5.0	8.7	5.3	6.5	49.9	6.5	22.0	56.0	15.1	12.0
Soil temp. (8 cm)	9.3	11.0	11.2	11.9	12.7	11.8	10.0	12.2	13.1	11.9	11.6	13.2	15.4	13.2	12.7
CO ₂ air (2 m)	423	428	423	428	422	401	408	423	430	448	417	428	398	407	412
CO ₂ soil (5 cm)	474	416	475	548	534	418	463	565	477	492	563	482			
Depth [cm - LS]	Soil CO ₂ gas [ppm by volume]														
5	474	416	618	530	574	422	493	476	464	584	665	597	513	825	573
15	1166	467	5539	1074	1218	795	1097	1469	1107	11846	1271	2683	17119	2855	2578
30	1389	454	8462	1461	1405	956	1239	2020	1600	10213	1663	3404		3112	2285
45	1650	565		1561	1540	1112	1466	2233	1617		1974	5452		3301	2492
60	1918	657		1661	1730	1217	1641	2398	1650		2178	6508		3626	2741
75	2104	705		1776	1848	1305	1792	2467	1870		2387			3790	2863
90	2224	750		1808	1870	1338	1841	2530	1978		2489			3980	2989
105	2382	809		1831	1950	1378	1910	2576	2030		2501			4114	3100
120	2550	850		1849	2007	1408	1973	2561	1436		2694			4521	3240
135	2676	903		1864	1991	1415		2541			2580			4564	3057
150	2927	947		1923	1995	1420		2523						4705	2677
160	3064	1010												4735	2793
PCO ₂ -max [atm]	3.06E-03	1.01E-03	8.46E-03	1.92E-03	2.01E-03	1.42E-03	1.97E-03	2.58E-03	2.03E-03	1.18E-02	2.69E-03	6.51E-03	1.71E-02	4.74E-03	3.24E-03
log(PCO ₂)	-2.514	-2.996	-2.073	-2.716	-2.697	-2.848	-2.705	-2.589	-2.693	-1.926	-2.570	-2.187	-1.767	-2.325	-2.489
Ca 2nd [mg/L]	53.5	36.3	76.7	45.4	46.1	40.8	45.8	50.3	46.3	86.4	51.1	69.8	98.6	62.4	54.6

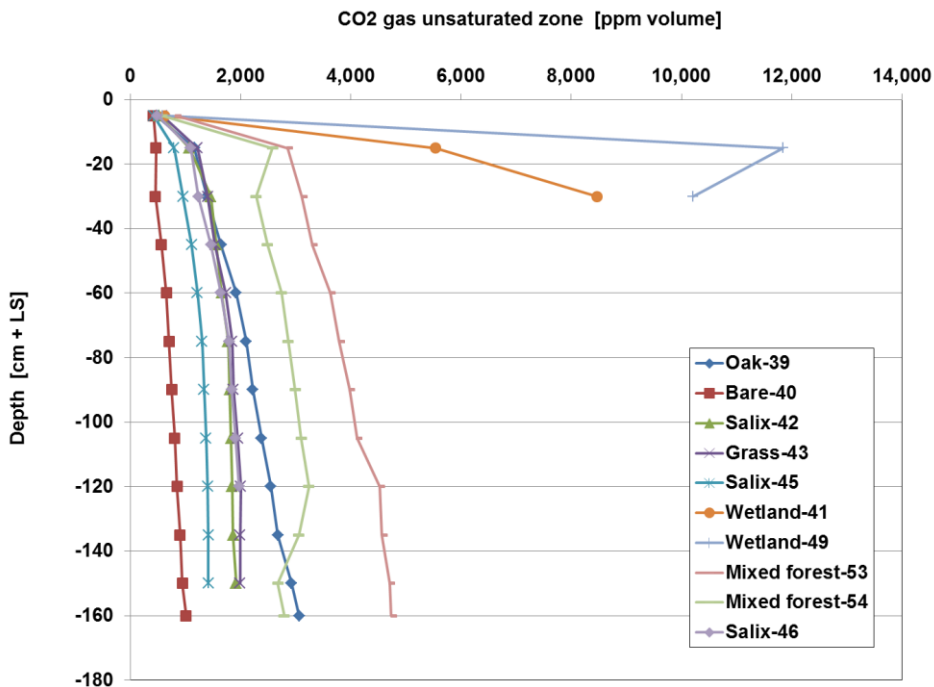


FIG. 6.1 Tien diepteprofielen van de CO₂-gasconcentratie in de onverzadigde zone, onder verschillende begroeiingstypen in de Kennemerduinen. Gebaseerd op data in Tabel 6.1.

Uit het gepresenteerde materiaal maken wij het volgende op:

- de begroeiing beïnvloedt de CO₂ concentratie in de onverzadigde zone sterk, in oplopende volgorde met tussen haakjes de maximaal waargenomen concentratie in ppm: kaal (1010) < salix repens (1420-1973) < struweel (2030) < gras (2007-2694) < eikenbos (3064) < gemengd loofbos (3240-4735) < gras / natte duinvallei (6508) < natte duinvallei (8462-17119). De ontkalkingsnelheid komt niet geheel overeen met deze metingen, omdat er meerdere factoren zijn, zoals de grondwateraanvulling, interceptiedepositie van sterke zuren, en grondwaterstand;
- de CO₂ concentraties nemen i.h.a. logaritmisch toe met de diepte in de onverzadigde zone en benaderen bovenin de op 2 m hoogte gemeten CO₂ concentratie van de atmosfeer. Het verloop wordt gedictieerd door CO₂-productie in de bodem door wortelademhaling en afbraak van organische stof, en bovenin het ontwijken van bodem-CO₂ naar de atmosfeer;
- de CO₂-profielen verklaren dat de ontkalking in duinzand geen haarscherp front kan vormen, omdat er in dat geval beneden het ontkalkingsfront een constante bodem-CO₂ concentratie zou moeten zijn; en
- De CO₂-concentratie vertoont de beste relatie met het vochtgehalte van de bodem (Fig.6.2). Dit is een belangrijk gegeven omdat klimaatverandering hierop invloed uitoefent.

Tot zover de metingen in maart-april 2014. Uit de literatuur (o.a. Reardon et al. 1979, Dörr et al. 1992) blijkt dat de CO₂-concentraties in de onverzadigde zone in de koude wintermaanden het laagste zijn, en in de warme, vochtige zomermaanden het hoogste, terwijl er dan vanaf de mediane bewortelingsdiepte benedenwaarts een afnemende CO₂-concentratie kan zijn. De metingen door Caverzam Barbosa (2014) zijn verricht in maart-april bij relatief lage tot matig hoge bodemtemperatuur (9-15 °C; Tabel 6.1), zodat een temperatuurscorrectie van de metingen eigenlijk nodig is om te komen tot vergelijkbare jaargemiddelde CO₂-concentraties. Harmon et al. (1975) geven de volgende relatie voor bronnen en putten van Mexico t/m Canada:

$$\log P_{\text{CO}_2} = -3.16 + 0.070 T \quad (6.1)$$

waarin: P_{CO₂} = partiële CO₂ druk [atm]; T = grondwater temperatuur [°C].

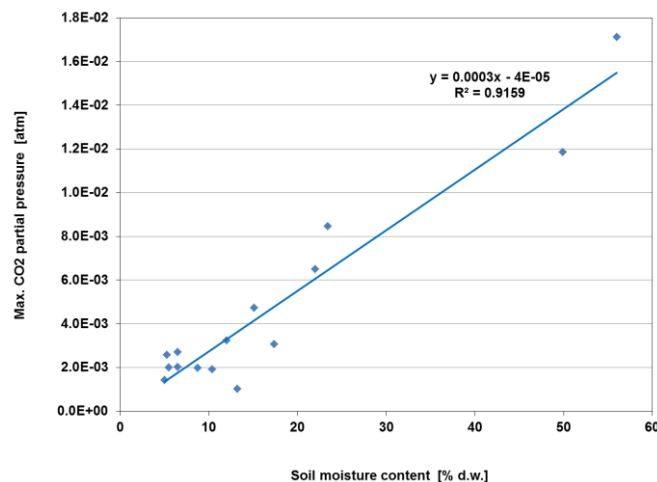


FIG. 6.2 Relatie tussen de maximale CO₂-gasconcentratie in de onverzadigde zone en het bodemvochtgehalte in de bovenste 10 cm bodem. Gebaseerd op data in Tabel 6.1.

6.2 Eerder pH onderzoek

Een ontcalcite zone zonder verse toevoer van kalk krijgt geleidelijk te maken met verzuring, waarbij zich i.h.a. de volgende zuurbuffersequentie voordoet (Tabel 6.2): eerst silicaatverwerking (pH 5-6.2), dan uitwisseling van o.a. Ca en Mg voor H en Al (pH 4.2-5) en vervolgens de oplossing van Al- en Fe-hydroxiden (pH 3-4.2). Dit is een grove indeling, omdat b.v. de uitwisseling van H+Al al bij iets hogere

pH dan 5.0 start, en de oplossing van Al-silicaten niet stopt bij een pH<5 of pH>6.2. De tabel toont dus de pH-trajecten waar de aangegeven zuurbufferreacties de boventoon voeren.

TABEL 6.2. Zuurbuffersequentie voor een multiminerale zandbodem, met de dominante verweringsreactie binnen de onderscheiden pH domeinen. Sterk gewijzigd naar Uhlrich et al. 1979).

pH range	dominating dissolution reaction	Base Saturation	CEC-pHX® CEC-pH8
6.2 - 8.0	$\text{CaCO}_3 \text{ calcite} + \text{H}_2\text{CO}_3 \leftrightarrow \text{Ca}^{2+} + 2 \text{HCO}_3^-$	≥ 95%	0.75-1
5.0 - 6.2	$\text{cations-Al-silicate}^1 + \text{H}_2\text{CO}_3 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{H}_4\text{SiO}_4 + \text{x cations} + \text{HCO}_3^- + \text{cations}_{(1-x)}\text{-Al-silicate}^2$	≥ 85%	0.6-0.9
4.2 - 5.0	$\text{Al}^{3+} + \text{H}^+ + [\text{Ca, Mg}]_x\text{OM} \leftrightarrow \text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + [\text{Al, H}]_x\text{OM}$	55-85%	0.45-0.85
3.6 - 4.2	$\text{Al}(\text{OH})_3 \text{ gibbsite} + 3 \text{H}^+ \leftrightarrow \text{Al}^{3+} + 3 \text{H}_2\text{O}$	25-55%	0.4-0.8
3.0 - 3.6	$\text{Al}(\text{OH})_3 + \text{Fe}(\text{OH})_3 + 6 \text{H}^+ \leftrightarrow \text{Al}^{3+} + \text{Fe}^{3+} + 6 \text{H}_2\text{O}$	≤ 25%	0.3-0.8
≤ 3.0	$\text{Fe}(\text{OH})_3 \text{ ferrihydrite} + 3 \text{H}^+ \leftrightarrow \text{Fe}^{3+} + 3 \text{H}_2\text{O}$	<10%	<0.3-<0.75

@ = at ambient pH; ¹ = primary silicate; ² = clay mineral.

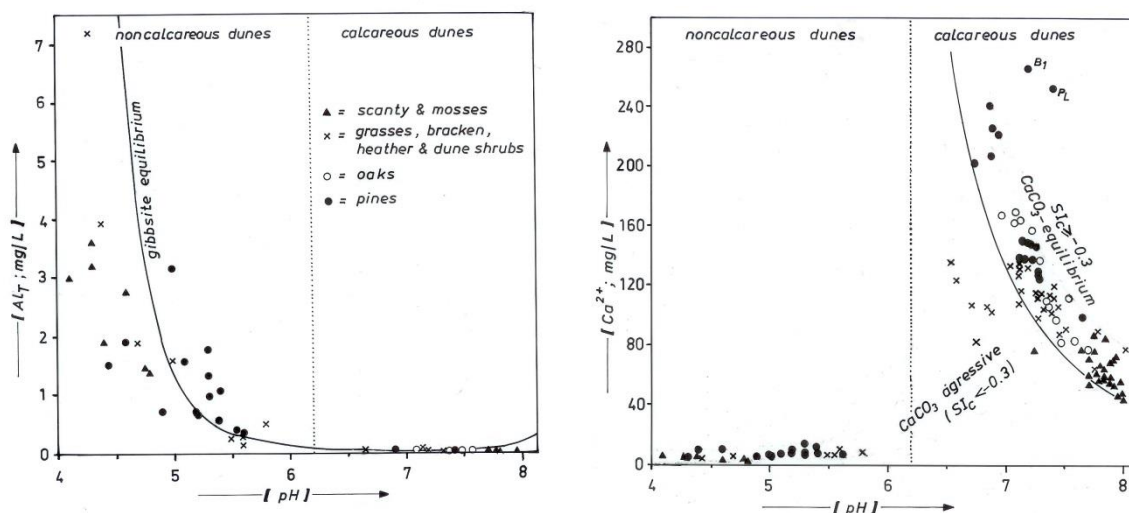


FIG. 6.3 De pH als mastervariabele in het reguleren van de Ca²⁺ en Al concentratie in de bovenste 0.3 - 3 meter puur vegetatiewater, zoals gebaseerd op de gemiddelde waarden voor alle meetpunten op de 28 plots uit 1980-1983 (zie § 5.1). De gibsite (Al(OH)₃) evenwichtslijn is berekend met rekenschap van Al(OH)²⁺, Al(OH)₂⁺ en Al(OH)₄⁻ complexen en een gemiddelde activiteitscoëfficiënt voor Al³⁺ van 0.66. Monsters boven deze lijn zijn niet altijd oververzadigd door verwaarlozing van Al-complexen met F⁻, SO₄²⁻ en organische zuren. De doorgetrokken lijn in het Ca²⁺-pH diagram vertegenwoordigt de scheiding tussen calciet evenwicht en oververzadigd water (SIc>-0.3) en calciet agressieve watermonsters. Naar Stuyfzand 1993.

Kalk is echter meestal bij pH<6.2 inderdaad vrijwel volledig uitgeloozd, hetgeen chemische analyses van ondiep duingrondwater in Fig.6.3 (Rechts) bevestigen. Pas bij pH<6 begint Al in oplossing te verschijnen, eerst op zeer laag niveau (µg/L niveau) om pas bij pH<5 of <5.5 exponentieel te stijgen tot mg/L niveau (Fig.6.3 Links). Ongeveer bij pH>8.3 kan er ook meer Al in oplossing gaan, maar dat gebeurt in ondiep duingrondwater niet, omdat dergelijk hoge pHs daarin niet voorkomen. Bodem pH-metingen doen dat wel, maar zijn o.a. beïnvloed door CO₂-ontwijking.

Zure duingrondwateren met pH<6.2 komen thans in het Rhenodunale district slechts zeer sporadisch voor. In het Waddendistrict en in ontkalkte delen van het Deltagebied zijn zij algemener, in de diep ontkalkte Schoorlse duinen (tussen Bergen aan Zee en Camperduin) zijn zij dominant (Fig.6.4). In het dwarsprofiel is zuur, sterk kalkagressief duingrondwater te herkennen als F*NaCl en F₀NaCl water.

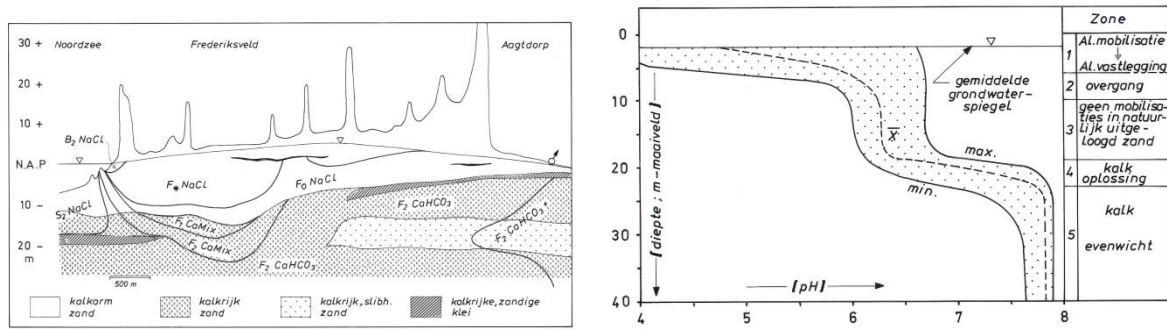


FIG. 6.4. Links: dwarsprofiel over duinen bij Schoorl met verbreiding van kalkarm zand en chemische watertypen (*,0,1,2 = HCO₃-concentratie, resp. < 30, 30-61, 61-122, 122-244 mg/L). Rechts: Verloop van de pH in grondwater in kalkarme duinen Schoorl, met afgeleide hydrogeochemische zonering. Naar Stuyfzand & Reiniers (1990).

6.3 Resultaten van de meetcampagne 2017-2018

De grondwatermeetcampagne in 2018 leverde voor geen enkel monster een pH<6.2 op, zodat we nergens in de Luchterduinen noch bij het Tilanuspad kunnen spreken van verzuring van het bovenste grondwater.

De bodemanalyses uit 2017 laten daarentegen zien dat een beperkt deel van de monsters een pH <6.2 vertoont. Het betreft monsters met < 0.3% kalk en dan vooral monsters uit de humeuze bovenlaag (Fig.6.5). Het getoonde verloop sluit geheel aan bij waarnemingen van o.a. Boerboom (1963), Rozema et al. (1985) en Grootjans et al. 1995.

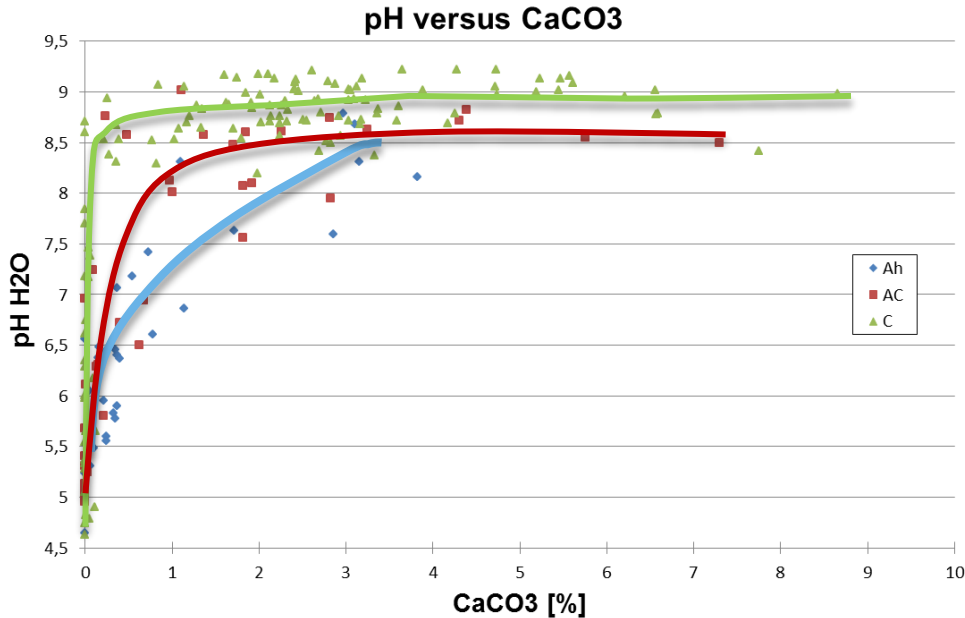


FIG. 6.5. Plot van pH-H₂O versus kalkgehalte (op basis van Ca_{XRF} met correcties volgens Eqs.2.1-2.10) in alle 200 monsters uit het snap-shot onderzoek. Monsters uit de humeuze bovenlaag (Ah), overgangszone (AC) en onderliggend moedermateriaal (C) zijn onderscheiden. Gewijzigd naar Ringrose & Veenstra (2017).

7 Modelling en prognose snelheid ontkalking en bodemverzuring

7.1 Het model DUVELCHEM in vogelvlucht

Het EXCEL spreadsheetmodel 'DUVELCHEM', acronym voor DUNE VEGETATION LENS CHEMISTRY, is door Stuyfzand (2010) ontwikkeld om zeer snel en eenvoudig de hydrogeochemische consequenties te berekenen van diverse scenario's voor relatief droge kustduinsystemen of droge zandgronden. Het model voorspelt:

- (i) de chemische samenstelling van ondiep (duin)grondwater en bodemvocht op elke gewenste diepte in een natuurlijk duinfiltratiegebied (met gemiddelde grondwaterstand >0.5 m-MV), en dit als functie van de tijd (op jaarbasis). De geadresseerde waterkwaliteitsparameters zijn: EC, pH, Cl, SO₄, HCO₃, NO₃, PO₄, Na, K, Ca, Mg, NH₄, Fe, Mn, Al, SiO₂ en DOC; en
- (ii) de ontkalking en verzuring van (duin)zand ter plaatse. De geadresseerde geochemische parameters zijn: CEC, kationbezetting, pH, BOM, Lutumfractie en kalkgehalte.

De voorspelling houdt rekening met de volgende factoren:

- de tijd sinds duinvorming of vervorming;
- belangrijke ecologische standplaatsfactoren, zoals grondwaterstand, afstand tot de kust, begroeiing, atmosferische depositie, ontkalkingsdiepte en ophoping van organisch materiaal aan maaiveld;
- effecten van klimaatverandering, betreffende o.a. temperatuur, netto neerslag, evapotranspiratie, windkracht en windrichting; en
- kustafslag (b.v. door zeespiegelrijzing) of kustverbreding (b.v. door zandsuppletie).

DUVELCHEM is gebaseerd op: (a) expert regels bogend op zeer omvangrijke chemische waarnemingen aan regenwater, doorval, drainagewater lysimeters, ondiep duingrondwater en duinbodems in de vastelandsduinen tussen Scheveningen en Camperduin, op Texel en Schiermonnikoog, en daaraan ontleende proceskennis (o.a. Stuyfzand, 1984, 1987b, 1988, 1989, 1991, 1993; Stuyfzand & Lüers, 2000); (b) chemische massabalansen; (c) chemische evenwichten; en (d) een gereconstrueerde tijdreeks van atmosferische depositie van 1900-2015.

De belangrijkste voorwaarden voor toepassing van DUVELCHEM zijn de volgende (voor een vollediger overzicht zie Stuyfzand 2010):

- Alleen zandige infiltratiegebieden met natuurlijke vegetatie, met aanvullende voorwaarden dat (a) de gemiddelde grondwaterspiegel dieper staat dan 0,5 m-MV, (b) kwel komt niet voor, en (c) de bodem bevat altijd een (sub)oxische onverzadigde zone.
- De vegetatie komt overeen met 1 van de 11 onderscheiden typen (Tabel 2.3; uitbreidbaar) en blijft in principe constant (een stapsgewijze verandering van het ene in andere type is toegestaan indien trendmatige ontwikkelingen worden gemodelleerd).
- Afgezien van ontkalking en verzuring van de bovenste bodem, zijn andere bodemheterogeniteiten afwezig, zoals b.v. lagen met meer of minder kalk, lagen met inspoeling, veenlagen of overstoven duinbodems. Processen als podzolering en kalkaccumulatie zijn uitgesloten.
- Mineralen als pyriet, sideriet, dolomiet en marien opaal (diatomeeën e.d.) komen niet voor en worden niet gevormd.

In DUVELCHEM zijn de bodemverzuring en de daaraan gekoppelde daling van de basenverzadiging volledig bepaald door de berekende pH van het bodemvocht of grondwater. Aangenomen wordt dat de pH van het bodemvocht of grondwater in de kalkovergangszone het resultaat is van lineaire menging van kalkverzadigd grondwater beneden de ondergrens van deze zone, met (licht) zuur kalkagressief grondwater (zonder contact met kalk) erboven. Dit is een pragmatische benadering van de werkelijkheid, maar goed te onderbouwen.

Het ontkalkingsfront blijkt zich namelijk langzamer (2-4 maal) benedenwaarts te verplaatsen dan het 'sterke' zuurfront dat sinds het begin van de 20^e eeuw zijn intrede maakte in duinzand. Bij een

relatief geringe diepteligging van het ontkalkingsfront (<2-3 m-MV) zal het ‘sterke’ zuurfront dat in ontkalkt duinzand een retardatiefactor van b.v. 300 kent, dus al snel dicht bij (maar boven) het ontkalkingsfront vastlopen. Bij een diepere ligging van het ontkalkingsfront kan het ‘sterke’ zuurfront thans nog ruim boven het ontkalkingsfront verkeren, zoals in de diep ontkalkte duinen bij Schoorl (Fig.6.3). In die situatie voorspelt DUVELCHEM de pH-knik tussen 8 en 18 m-MV niet.

DUVELCHEM-versie 1.6

De DUVELCHEM-versie waarmee in dit hoofdstuk simulaties en voorspellingen zijn gedaan (versie 1.6), wijkt op enkele kleine punten af van de versie uit 2010. Er zijn met name enkele verbeteringen aangebracht in de berekening van: (i) de dikte van de kalkovergangszone (Eq.2.26), (ii) de trendmatige ontwikkeling van de waterkwaliteit en ontkalking, (iii), de correctieterm Ca_{ATM} , (iv) de CEC-berekening, (v) de verzuringssnelheid, en (vi) het jaar waarin het systeem op de diepte van het monitoringspunt ontkalkt raakt en daarna verzuurt (pH<5.5). Verder is er meer aandacht besteed aan de historische ontwikkeling van de grondwaterstand, die een groot effect heeft op de ontkalkingssnelheid.

7.2 De 9 potentiële ontkalkingsscenario's in DUVELCHEM

Er ontstaan met inbegrip van kalkovergangszones 9 verschillende hydrogeochemische scenario's (Fig.7.1), in plaats van de 2 of 3 in Fig.4.18 (open systeem kalkoplossing, gesloten systeem kalkoplossing, of geen kalkoplossing want volledig ontkalkt). Deze 9 pakken vergelijkbaar uit voor Ca, Mg, HCO₃ en pH. In onderstaande volgen de consequenties voor Ca in grondwater of bodemvocht (Ca_G) bij wijze van voorbeeld, waarbij de definitie van D_C , D_{Cu} , D_{CL} , D_F , D_G , D_T en D_W als aangegeven in Fig.7.1:

Indien scenario A13 in Fig.7.1 (kalkloos), dan geldt:

$$Ca_{G,A12} = Ca_{ATM} + Ca_{SI} - Ca_{UP} + Ca_{EX} \quad (7.1)$$

waarbij $Ca_{ATM} = Ca_s + f_E Ca_D$, $Ca_{EX} = 0$ en $Ca_{SI} = SiO_2 / 6$ [mg/L].

Indien scenario T12 in Fig.7.1 (overgang, open, zonder volledig ontkalkte horizon), dan geldt:

$$Ca_{G,T12} = Ca_{G,A12} + (D_W - D_{Cu}) / D_T (Ca_{G,C12} - Ca_{G,A12}) \quad (7.2)$$

Indien scenario C12 in Fig. 7.1 (kalkhoudend, open, zonder volledig ontkalkte horizon), dan geldt:

$$Ca_{G,C12} = Ca_{G,A12} + Ca_{CO3} \quad (7.3)$$

Indien scenario T34 in Fig. 7.1 (overgang, open), dan geldt:

$$Ca_{G,T34} = Ca_{G,A12} + (D_W - D_{Cu}) / D_T (Ca_{G,C12} - Ca_{G,A12}) \quad (7.4)$$

Indien scenario C34 in Fig. 7.1 (kalkhoudend, open), dan geldt:

$$Ca_{G,C34} = Ca_{G,A12} + Ca_{CO3} \quad (7.5)$$

Indien scenario T56 in Fig. 7.1 (overgang, open-gesloten)

$$Ca_{G,T56} = Ca_{G,A12} + (D_W - D_{Cu}) / D_T (0.5 (Ca_{G,C12} + Ca_{G,C6}) - Ca_{G,A12}) \quad (7.6)$$

Indien scenario C5 in Fig. 7.1 (kalkhoudend, open naar gesloten), dan geldt:

$$Ca_{G,C5} = Ca_{G,C6} + (D_F - D_{Cu}) / D_T (Ca_{G,C34} - Ca_{G,C6}) \quad (7.7)$$

Indien scenario T78 in Fig. 7.1 (overgang, gesloten), dan geldt:

$$Ca_{G,T78} = Ca_{G,A12} + (D_W - D_{Cu}) / D_T (Ca_{G,C6} - Ca_{G,A12}) \quad (7.8)$$

Indien scenario C6 in Fig. 7.1 (kalkhoudend, gesloten), dan geldt:

$$Ca_{G,C6} = Ca_{G,A12} + Ca_{CO3} \quad (7.9)$$

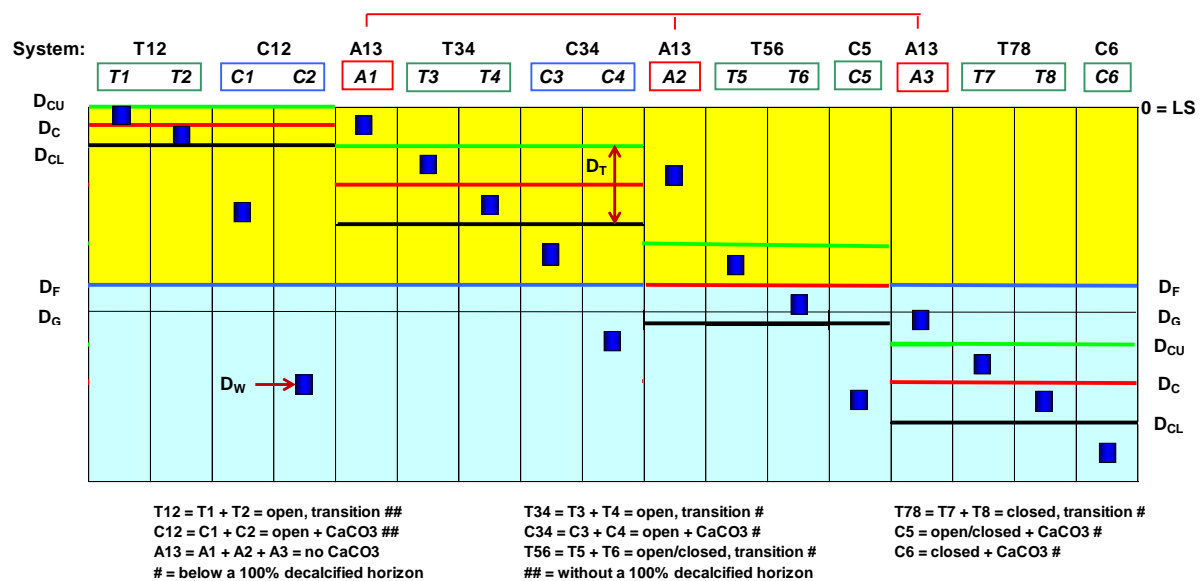


FIG. 7.1. De 17 verschillende posities van het blokvormig weergegeven waarnemingspunt ten opzichte van de diepte van de top van de volcapillaire zoom ($D_F = D_G - 0.25$) en de gemiddelde ontkalkingsdiepte (D_C) met bijbehorende overgangzone ($D_{CL} - D_{CU}$) leveren 9 verschillende hydrogeochemische scenario's op. D_w = hart van oneindig kort waarnemingsfilter; D_T = dikte ontkalkingszone. LS = Land Surface. A = Above D_{cu} , T = Transition (in between D_{cu} and D_{cl}), C = in niet-ontkalkte zone (moedermateriaal). Gewijzigd naar Stuyfzand (2010). Diepte benedenwaarts positief.

In bovenstaande wordt Ca_{Si} gekoppeld aan SiO_{2c} met bijbehorende $t_{H_2O-ACID}$ (waardoor verschillen ontstaan; → Stuyfzand 2010 p.45), en hangt Ca_{CO_3} af van het systeem (open of gesloten; → Stuyfzand 2010 p.36-41).

De hele benadering impliceert voor de kalk-overgangszone, dat zuur met kalkrijk grondwater gemengd wordt in een verhouding die afhangt van de verticale afstand van het monsterpunt tot de onderzijde van de overgangszone, indien het monsterpunt zich binnen de overgangszone bevindt. De berekende waterkwaliteit op diepte D_w (hart van waarnemingsfilter met ultrakorte lengte van 1 mm) is dus representatief voor een minifilter zonder mengeffecten tgv de bemonstering. De diepte D_w dient ingevoerd te worden in cel AD78. Wil men weten wat de kwaliteit is voor een peilfilter van b.v. 0.5 of 2 m lengte, dan dient hetzelfde model op enkele diepten binnen het bereik van het peilfilter gerund te worden en dienen de verkregen waterkwaliteiten gemiddeld te worden.

Typische evolutielijnen bij voortgaande ontkalking zijn: voor bovenin de onverzadigde zone: C12 → T12 → A1; voor onderin de onverzadigde zone: C12 → C34 → T34 → A1; voor grondwater vlak onder de grondwaterspiegel: C12 → C34 → T56 → A3; en voor wat dieper grondwater: C12 → C34 → C5 → C6 → T78 → A3.

Kalkgehalten

De kalkgehalten kunnen voor elke diepte en tijd eenvoudig berekend worden met:

$$\text{Als de diepte } Z > D_{cl} \text{ [m - MV] op tijdstip } t \text{ sinds de start, dan:} \\ CaCO_{3zt} = CaCO_{3o} \quad (7.10)$$

$$\text{Als de diepte } Z < D_{cu} \text{ [m - MV] op tijdstip } t \text{ sinds de start, dan:} \\ CaCO_{3zt} = 0 \quad (7.11)$$

$$\text{Anders (in overgangszone):} \\ CaCO_{3zt} = (Z - D_{cu}) / D_T CaCO_{3o} \quad (7.12)$$

Voor een bodemlaag Z_{12} tussen Z_1 en Z_2 met dikte D_{12} moet het gemiddelde berekend worden, met rekenschap van de mogelijkheid dat er een knikpunt ligt tussen beide dieptes, zodat er 5 situaties bestaan, in volgorde van voortgaande ontkalking (Fig.5.3):

Als $Z_1 > D_{CL}$ dan ligt bodemlaag volledig onder de ontcalcite zone, en geldt:

$$\text{CaCO}_3_{Z_{12}} = \text{CaCO}_3_0 \quad (7.13)$$

Als $D_{CU} < Z_1 < D_{CL}$ en $Z_2 > D_{CL}$ dan ligt bodemlaag gedeeltelijk binnen en beneden de overgangszone, en geldt:

$$\text{CaCO}_3_{Z_{12}} = \text{CaCO}_3_0 \left\{ Z_2 - D_{CL} + (D_{CL} - Z_1) (Z_1 - D_{CU} + D_T) / 2D_T \right\} / (Z_2 - Z_1) \quad (7.14)$$

Als $Z_1 > D_{CU}$ en $Z_2 < D_{CL}$ dan ligt bodemlaag volledig binnen de overgangszone, en geldt:

$$\text{CaCO}_3_{Z_{12}} = \text{CaCO}_3_0 (Z_1 + Z_2 - 2 D_{CU}) / (2 D_T) \quad (7.15)$$

Als $Z_1 < D_{CU}$ en $Z_2 > D_{CU}$ dan ligt bodemlaag gedeeltelijk boven en binnen de overgangszone, en geldt:

$$\text{CaCO}_3_{Z_{12}} = 0.5 \text{CaCO}_3_0 (Z_2 - D_{CU})^2 / ((Z_2 - Z_1) D_T) \quad (7.16)$$

Als $Z_2 < D_{CU}$ dan ligt bodemlaag volledig boven de ontcalcende zone, en geldt:

$$\text{CaCO}_3_{Z_{12}} = 0 \quad (7.17)$$

De diepte waarvoor het kalkgehalte van de bodem berekend wordt, valt samen met de diepte waarvoor de waterkwaliteit wordt berekend, met als verschil dat er voor het bodemmonster wel een dieptebereik gespecificeerd kan worden in cel GK73 en voor het watermonster niet.

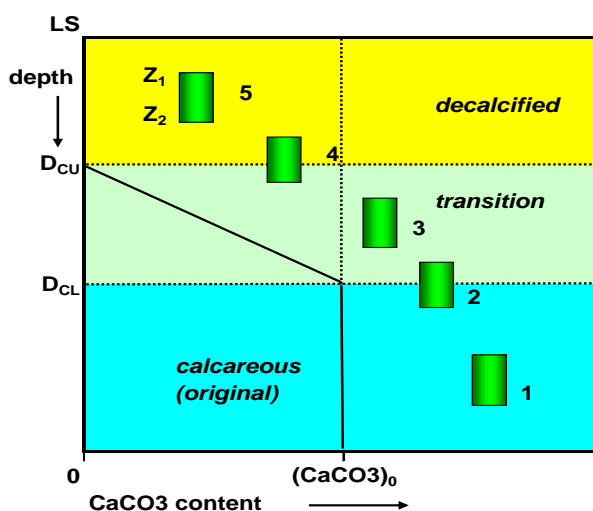


FIG. 7.2. De 5 situaties bij berekening van het kalkgehalte van een bodemmonster genomen van Z_1 tot Z_2 m-MV.

7.3 Effecten van veranderingen in atmosferische depositie en grondwaterstand

Deze effecten kunnen we tonen door het volgende scenario (A) door te rekenen, met als resultaat Fig.7.3. In scenario A gaan we uit van:

- een stabiel, min of meer gefixeerd landschap vanaf 1300 AD met een stabiele vegetatie bestaande uit matig hoge duindoorns met open plekken die bezet zijn met mossen en grassen (type 5);
- een constant jaartotaal van de neerslag (820 mm/j) tot het jaar 3200 AD wanneer de neerslag plots toeneemt tot 1200 mm/j. Het constante verloop tussen 1735 en heden kan eenvoudig worden omgezet in een bestaande meetreeks, maar hiervan is afgezien omwille van een minder

complexe duiding van de invloed van andere factoren. De abrupte sprong in 3200 AD is ingelast om te zien wat het effect van meer neerslag is;

- een historiegetrouw verloop in atmosferische depositie t.a.v. zeezouten en luchtverontreinigingsbestanddelen (zie Fig.4.17) met als aanname dat dit verloop vanaf 2020 constant is;
- een grondwaterstand die in de loop der tijd verandert door de duinwaterwinning, vervolgens door stijging van de zeespiegel en andere maatregelen, en gemakshalve sedert 2100 AD constant wordt verondersteld. Jaarlijkse variaties kunnen als input dienen, maar deze zijn uitgezet omwille van een helderdere duiding van de invloed van andere factoren; en
- een bijna geleidelijke toename van de luchttemperatuur van 8.6 in 1300 tot 13.5 °C in 2200 waarna constant. De temperaturen tussen 1300 en 1800 en na 2010 zijn hypothetische waarden.

Uit het modelleringsresultaat voor dit scenario (Fig.7.3) leiden we het volgende af:

- veranderingen in de grondwaterstand in samenhang met de toenemende ontkalkingsdiepte hebben een zeer grote impact op de ontkalkingsnelheid en Ca-concentratie, vooral doordat er in een open systeem aanzienlijk meer kalk oplost dan in een gesloten systeem;

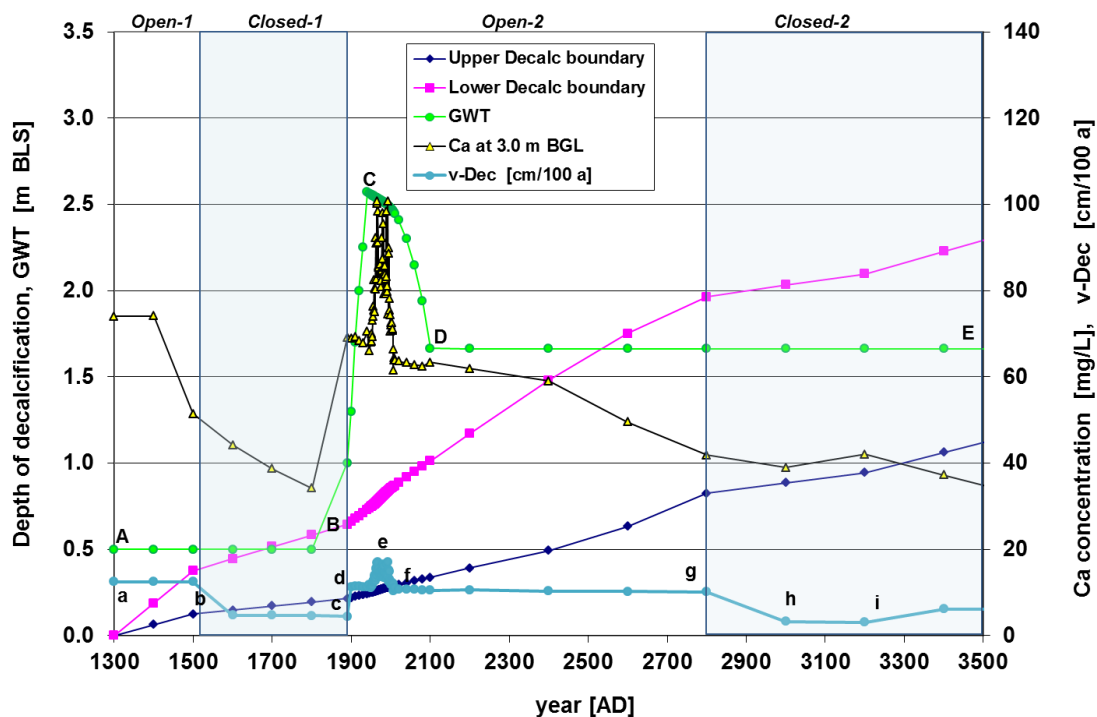


FIG. 7.3. Voor scenario A, met DUVELCHEM berekende uitbreiding van de ontkalkingszone (tussen Upper en Lower Decalc. boundary), verloop van de Ca-concentratie op 3 m-MV en de ontkalkingsnelheid (v_{DEC}), als functie van het verloop van de grondwaterstand (GWT) en systeemveranderingen (kalkoplossing in open of gedeeltelijk gesloten systeem). Toelichting scenario A in tekst en Tabel 7.1.

Grondwaterstandsverloop: AB = natuurlijk niveau vóór grondwaterwinning; BC = daling tgv duinwaterwinning; CD = stijging door o.a. zeespiegelstijging en toename regenval; DE = constant peil verondersteld om andere veranderingen beter te kunnen weergeven.

Ontkalkingsnelheid: ab, dg = in open systeem (50% ontkalkingsdiepte boven vol-capillaire zoom); bc, gi = in gesloten systeem (50% ontkalkingsdiepte onder vol-capillaire zoom); cd = daling GWT; de = toename luchtverontreiniging met atmosferische sterke zuren; ef = afname luchtverontreiniging met atmosferische sterke zuren; fg = constant veronderstelde, verminderde luchtverontreiniging; gh = ontkalkingszone deels gezakt beneden vol-capillaire zoom; i = toename ontkalkingsnelheid door hypothetische toename bruto neerslag van 820 naar 1200 mm/j.

- de relatief korte periode met duidelijk verhoogde atmosferische zuurdepositie (~1900-2010) heeft zich gemanifesteerd in een significante toename van de Ca-concentraties (van ca. 70 tot max. 100 mg/L) en ontkalkingsnelheid (van ca. 11 tot max. 17 cm/eeuw). Deze toenames zijn iets groter dan de metingen aan resp. ondiep duingrondwater (Ch.5) en duinbodems (Ch.4). Een mogelijke verklaring is dat de bodem-CO₂-productie tijdens de periode met verhoogde atmosferische zuurdepositie iets afnam door stress aan planten en bodemleven. Dit aspect vergt nader onderzoek.
- Het Ca-verloop laat soms een op het eerste oog premature reactie zien op veranderingen in de positie van de onderkant van de ontkalkingszone t.o.v. de grondwaterstand, b.v. anno 1500 en 2400. Dit is echter correct, omdat een deel van de ontkalkingszone dan reeds in de 25 cm dikke vol-capillaire zoom boven het grondwaterpeil belandt en daar in een gesloten systeem minder kalk oplost.

Het model biedt ook een blik op het diepteverloop van de bodemkwaliteit (Fig.7.4) en de kwaliteit van bodemvocht en grondwater (Fig.7.5), voor de jaren 2020 en 8000 AD (jaren instelbaar). De getoonde patronen corresponderen goed met elkaar, met meetresultaten en bestaande inzichten. Een volledige beschrijving van de patronen valt echter buiten de scope van dit onderzoek.

Tabel 7.1 biedt een samenvatting van de belangrijkste modelsettings voor scenario A (en volgende scenario's), incl. belangrijke modeloutput. We leiden hieruit voor scenario A het volgende af: (i) op de monitoringsdiepte van 3 m-MV zou het 50% ontkaalkingsfront omstreeks 5560 AD kunnen arriveren en het zuurfront omstreeks 6840 AD; (ii) de ontkaalkingsnelheid (v_{DEC}) en verzuringssnelheid (v_{ACID}) waren duidelijk het hoogste omstreeks 1970 en het laagste omstreeks 5000 AD (en daarna); (iii) het 50% ontkaalkingsfront en het zuurfront bevinden zich in 2020 resp. 0.59 en 0.23 m-MV; en

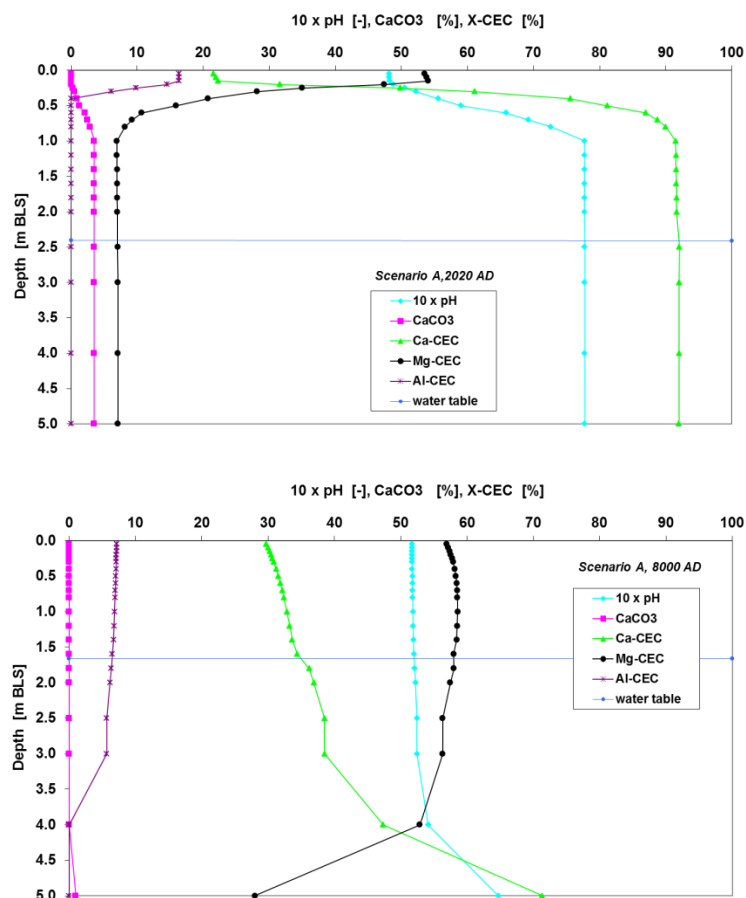


FIG. 7.4. Voor scenario A, met DUVELCHEM berekende diepteverloop van de bodemchemie in het jaar 2020 AD (boven) en 8000 AD (onder).

(iv) de verzuringssnelheid is logischerwijze lager dan de ontkalkingsnelheid, maar het verschil wordt met de tijd geringer, m.a.w. het zuurfront loopt langzaam op het ontkalkingsfront in, zonder het ooit in te halen.

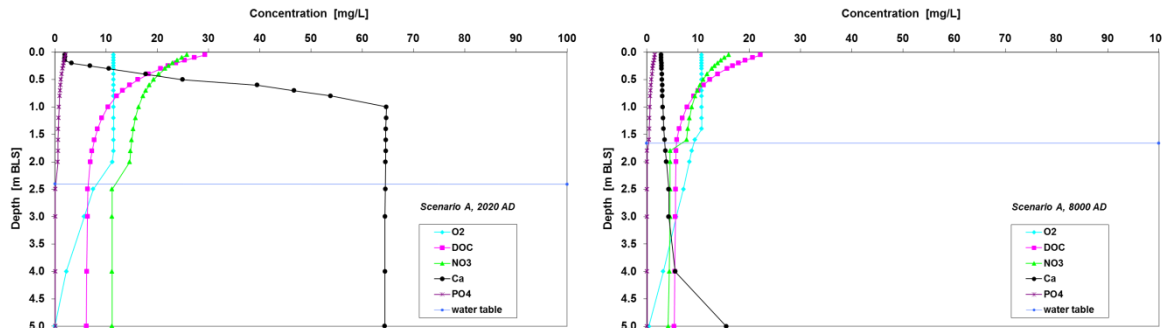


FIG. 7.5. Voor scenario A, met DUVELCHEM berekende diepteverloop van de hydrochemie in het jaar 2020 AD (links) en 8000 AD (rechts).

TABEL 7.1. Belangrijke modelsettings (gele cellen die input vergen) voor scenario's A-C, A met klimaatverandering (A+CC) en A met CC en sterke afname NO_x+NH_y depositie (A+CC-N), met berekende, vegetatie-afhankelijke parameters (zoals grondwateraanvulling R en stikstofopname in biomassa N-uptake). De modeloutput bestaat o.a. uit tijdafhankelijke, berekende parameters, n.l. de ontkalkingsnelheid (v_{DEC}), de verzuringssnelheid (v_{ACID}), de ontkalkingsdiepte ($D_{C, YEAR}$) en verzuringsdiepte ($D_{A, year}$) anno 2020 of 2200, en het jaar waarin op monitoringsdiepte (3 m) eerst de bodem volledig ontkalkt is en daarna het zuurfront arriveert (pH<5.5).

Parameter	Unit	Scenario					
		A	B	C	A + CC	A + CC - N	
Vegetation type	Table 2.2	5	2	9	5	5	
Vegetation		dune shrub	bare + mosses	pinus	dune shrub	dune shrub	
Landscape fixed	AD	1300	1300	1300	1300	1300	
Region No. (atm. dep. strong acids)		2	2	2	2	2	
X-HWL	m	1500	500	2000	1500	1500	
HWL wind factor	N260oE	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	
Cl-sea	mg/L	16800	16800	16800	16800	16800	
Dune width	m	4500	4500	4500	4500	4500	
LS	m ASL	5	5	5	5	5	
GWT before 1850	m BLS	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	
Monitoring depth (D_w)	m BLS	3	3	3	3	3	
Rooting depth	m BLS	0.6	0.1	2.0	0.6	0.6	
P	m/a	0.82	0.82	0.82	0.80-0.922 #	0.80-0.922 #	
R	m/a	0.38	0.64	0.19	0.37 - 0.46 #	0.37 - 0.46 #	
($CaCO_3$) ₀	% d.w.	3.5	3.5	3.5	3.5	3.5	
log pCO ₂	100 kPa	-2.292	-2.837	-2.017	-2.292 / -2.260 #	-2.292 / -2.260 #	
Fraction CO ₂ for CaCO ₃ dissolution		0.87-1.02	0.72-0.85	0.98-1.15	0.87-1.02	0.87-1.02	
N-uptake	mmol/m ² /d	0.39	0.07	0.79	0.38-0.42 #	0.38-0.42 #	
N ₂ -fix	mmol/m ² /d	0.15	0.01	0	0.15	0.15	
Ca-uptake	mg/m ² /d	1.5	0.1	2.5	1.5	1.5	
v_{DEC}	1300-1800	cm/100 a	5-12.5	3-10.8	4-9.5	4.5-12	4.5-12
	1970	cm/100 a	15-17	13-15	12-14	13-24	13-24
	2020	cm/100 a	11	9.9	8	11	11
	5000	cm/100 a	6.2	3.9	7.3	4.4-4.7 \$	4.4-4.7 \$
v_{ACID}	1300-1800	cm/100 a	2	1-2	2-4	1-2	1-2
	1970	cm/100 a	12-15	12-14	11-13	10-20	10-20
	2020	cm/100 a	8.5	9	5	5	5
	5000	cm/100 a	5	4	5	3.8 \$	2.1 \$
$D_{C, YEAR}$	2020	m BLS	0.59	0.48	0.52	0.78 \$	0.78 \$
$D_{A, YEAR}$	2020	m BLS	0.23	0.24	0.30	0.33 \$	0.27 \$
Year when $CaCO_3=0$ at D_w		AD	5560	7230	5360	-	-
Year when pH<5.5 at D_w		AD	6840	8110	7615	-	-

#: 1800 / 2200 AD.

\$: 2200 AD

7.4 Gevolgen van verandering/verschil in begroeiing

Tabel 7.1 biedt een samenvatting van de belangrijkste modelsettings voor scenario A (duinstruweel), B (kaal met mossen) en C (dennen), incl. belangrijke modeloutput. Daarnaast kunnen de modelleringsresultaten vergeleken worden door beschouwing van Fig.7.3 (scenario A) en Fig.7.6 (B en C). We leiden hieruit af dat veranderingen of verschil in begroeiing grote invloed op de waterkwaliteit hebben (zie Ca), maar een relatief gering effect op de ontkalkings- en verzuringssnelheid. De ontkalkingsnelheid onder duinstruweel en dennen verschilt weinig, maar was in de periode 1900-2020 het hoogste onder duinstruweel en laagste onder dennen.

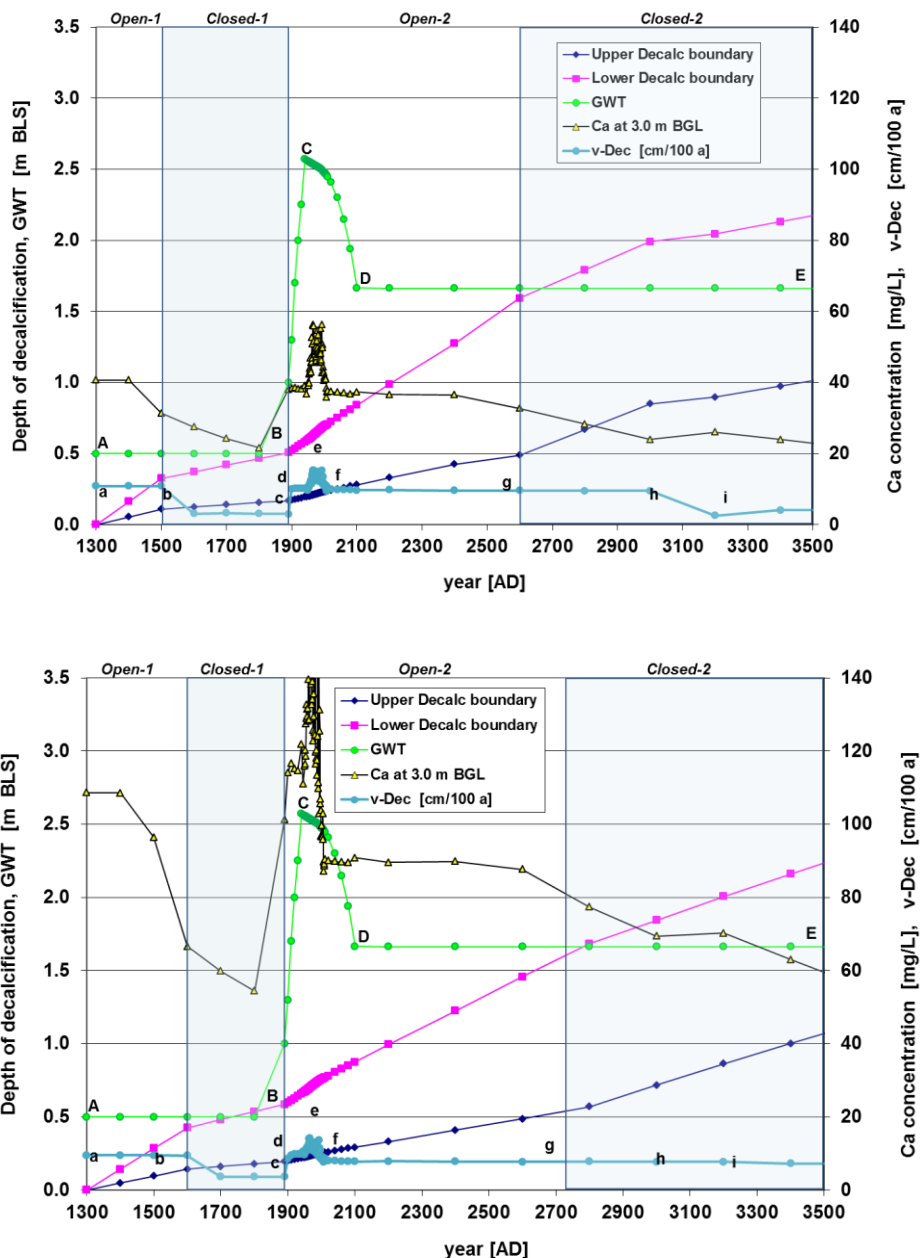


FIG. 7.6. Voor scenario's B (boven) en C (onder), met DUVELCHEM berekende uitbreiding van de ontkalkingszone (tussen Upper en Lower Decalc. boundary), verloop van de Ca-concentratie op 3 m-MV en de ontkalkingssnelheid (v_{DEC}), als functie van het verloop van de grondwaterstand (GWT) en systeemveranderingen (kalkoplossing in open of gedeeltelijk gesloten systeem). Toelichting scenario's B en C in tekst en Tabel 7.1.

7.5 Prognose gecombineerde effecten van klimaatverandering plus zeespiegelstijging

In deze sectie zijn 3 belangrijke parameters uit de klimaatscenario's volgens KNMI (2014) als input in DUVELCHEM genomen. Het betreft het worst-case scenario W_H en de parameters zeeniveau, luchttemperatuur en neerslag (Tabel 7.2). De klimaatvoorspellingen voor de jaren 2100 en 2200 zijn gebaseerd op extrapolaties van de veranderingen in de jaren 1965-2085, en zijn derhalve aanzienlijk onzekerder dan de voorspellingen voor 2050 en 2085.

De prognose voor duinstruweel (periode 1300-2200 AD) volgens DUVELCHEM is weergegeven in Fig.7.7. De randvoorwaarden zijn op enkele punten veranderd t.o.v. die voor scenario A in Tabel 7.1: de gemeten veranderingen in zeeniveau, regenval en temperatuur tot 2015 zijn nu meegenomen en aangevuld met de KNMI'14 prognoses voor 2050-2085 en met de aanvullingen daarop voor 2100 en 2200. Het belangrijkste verschil tussen Fig.7.7 (scenario A met klimaatverandering en zeespiegelstijging) en Fig.7.3 (scenario A zonder zeespiegelstijging, zonder verandering in neerslag en verdamping) bestaat uit een gedetailleerder (meer wisselend) beeld en verder weinig verschil. De belangrijkste afwijkingen hangen samen met de zeespiegelstijging die de grondwaterstand doet verhogen.

TABEL 7.2. Enkele kengetallen voor het klimaatscenario W_H anno 2050 en 2085 volgens KNMI (2014), aangevuld met referenties 1965 en 1995 en met extrapolaties voor 2100 en 2200.

Parameter	Unit	1951-1980	1981-2010	2036-2065	2071-2100	2100	2200
		1965	1995	2050	2085		
Sea Level	m+NAP	-0.04	0.03	0.3	0.625	0.76	1.69
dSL/dt	mm/a		2.3	4.9	9.3	9.3	9.3
Air temp.	oC	9.2	10.1	12.4	13.8	14.25	16.25
dT/dt	oC/a		0.03	0.04	0.04	0.03	0.02
Precipitation	mm/a	774	851	894	911	916	922
dP/dt	mm/a		2.57	0.77	0.49	0.34	0.06
Evap-Makkink	mm/a	534	559	598	615	620	630
dE/dt	mm/a		0.83	0.71	0.48	0.35	0.10

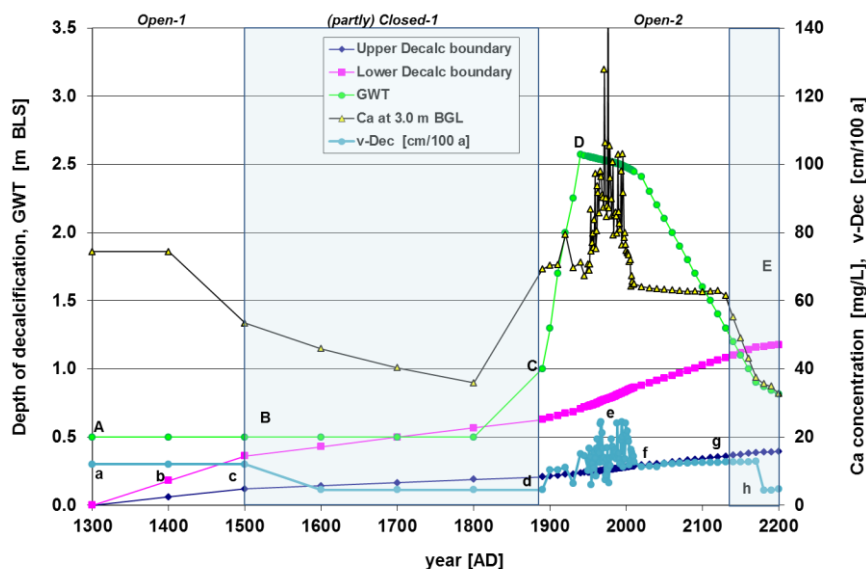


FIG. 7.7. Voor scenario A+CC (met klimaatverandering en zeespiegelstijging), met DUVELCHEM berekende uitbreiding van de ontkalkingszone (tussen Upper en Lower Decalc. boundary), verloop van de Ca-concentratie op 3 m-MV en de ontkalkingssnelheid (v_{DEC}), als functie van het verloop van de grondwaterstand (GWT) en systeemveranderingen (kalkoplossing in open of gedeeltelijk gesloten systeem). Toelichting scenario A+CC in tekst § 7.5 en Tabel 7.1.

7.6 Maatregel 1: bekalking door (re)activatie van stuifkuilen

De (re)activatie van stuifkuilen wordt gezien als aantrekkelijke maatregel om de verzuring van ontkalkend duin tegen te gaan (Aggenbach et al. 2018). Een belangrijke vraag is hoe de ontwikkeling verloopt van de kalkaanrijking in de strooizone rond stuifkuilen. Eerst moet de stuifkuil voldoende diep zijn om de ontcalcite bodemlaag te passeren, pas daarna stuift er kalkhoudend zand uit, en wanneer de stuifkuil stabiliseert houdt de aanrijking op en begint de fase van overwegende uitloging (FIG. 7.8). Om dit proces beter te doorgronden is een 'vingeroefening' gedaan met een zelf ontwikkeld, eenvoudig rekenmodel (Stuyfzand in Aggenbach et al. 2018). Dit biedt tevens aanknopingspunten om met eenvoudige geometrische variabelen van de deflatiezone voorspellingen te doen over de geometrie van de accumulatiezone, pH-beïnvloedingszone en duurzaamheid van de gunstige effecten van het stimuleren van stuifkuilen als anti-verzuringmaatregel.

7.6.1 Schematisatie van een stuifkuil en processen

Een stuifkuil

De weergegeven ontwikkeling van een stuifkuil in FIG. 7.8 is sterk geschematiseerd en niet op schaal getekend, waarbij de dikte van de zandaccumulatie uniform verondersteld is (wat in werkelijkheid anders is, doorgaans benedenwinds afnemend). Bovendien is de situatie in horizontaal terrein neergezet, wat vaak niet het geval is (dan is scheefstelling nodig, deels benedenwinds oplopend, maar kan ook aflopend zijn). Verondersteld is ook, dat de stuifkuil de volcapillaire zoom boven de grondwaterspiegel niet bereikt, want vanaf die diepte is verdere benedenwaartse groei niet mogelijk.

Schematisatie van processen en groei

We veronderstellen dat een stuifkuil, de zandaccumulatiezone en pH-beïnvloede zone een ellips vorm hebben (Fig.7.9), de stuifkuil zelfs een ellipsoïdale vorm (een kwadratisch oppervlak met drie loodrechte symmetrieassen), de groei van deze drie vlakken in alle richtingen proportioneel verloopt (vorm blijft gehandhaafd), en de zandbalans voor stuifkuil en accumulatiezone sluitend is. In dat geval kunnen we berekenen wanneer de fase aanbreekt dat er kalkhoudend zand van onder de ontcalcite horizont wordt uitgestrooid, uitgaande van morfologische karakteristieken van de bestudeerde stuifkuilen in de Luchterduinen en Meijendel (Tabel 7.3).

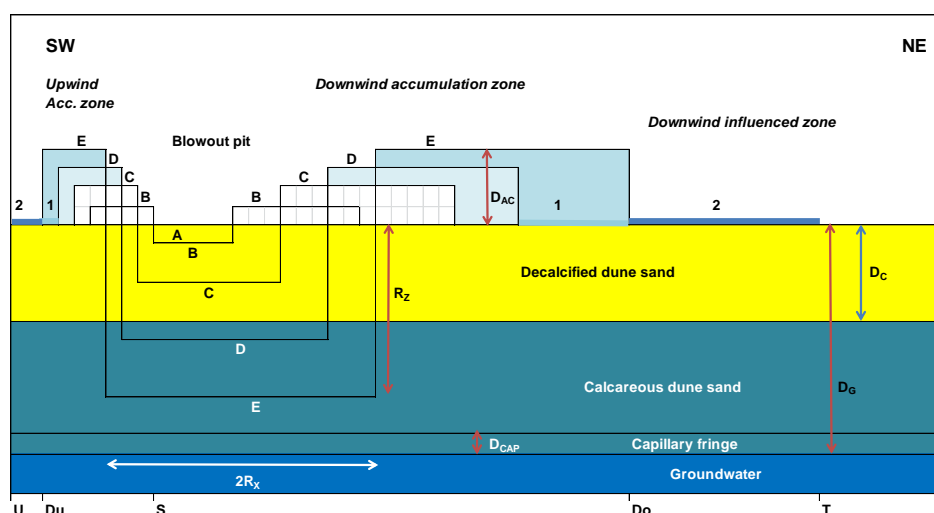


FIG. 7.8. Sterk geschematiseerde ontwikkeling van een vergrotende, zich verdiepende stuifkuil met zandaccumulatiezones en invloedzones (1 behorende bij fase D; 2 behorende bij fase E) waar de pH verhoogd wordt maar het maaiveld nauwelijks/niet. De figuur is niet op schaal.

A-E = maaiveldsontwikkeling in de tijd. 1,2 = benedenwindse invloedzone horend bij resp. D en E. D_{AC} , D_{CAP} , D_C = gemiddelde dikte van resp. geaccumuleerd zand, vol-capillaire zoom en ontcalcite zone; D_G = diepte grondwaterspiegel; $2R_x$, $R_z = 2$ en 1 maal straal ellipsoïde in resp. X en Z richting;

Do, Du = terminaalpunt zandaccumulatiezone resp. beneden- en bovenwinds; S = startpunt groei stuifkuil; T,U = terminaal punt invloedzone behorende bij fase E, resp. beneden- en bovenwinds.

TABEL 7.3. Enkele kenmerken van de 8 onderzochte stuifkuilen op basis van waarnemingen. Het berekende zandvolume (V-out = uit deflatiezone) en berekende stralen van de buitengrenzen van de accumulatiezone komen redelijk overeen met de meetwaarden. Voor definitie R_x, R_y, R_z zie FIG. 7.8 en FIG. 7.99, en $D_A = D_{AC}$ in FIG. 7.8.

Blowout #	Type	Site	Measured surfaces			Measured Ellipsoidal Blowout			Measured		Calculated
			A-out	A-acc	A-pH	Rx	Ry	Rz	V-out	V-acc	V-out (half ellipse)
			m ²	m ²	m ²	m	m	m	m ³	m ³	m ³
LD_1	saucer, active	LD	1358	2947	4063	23.2	22.3	1.6	1361	1025	1730
LD_3	saucer, active	LD	577	2255	1155	16.2	14.3	0.9	332	476	434
LD_5	trough, active	LD	119	291	833	7.8	5.4	1.3	49	52	113
LD_9	trough, active	LD	522	714	2533	17.8	13.3	1.5	458	246	742
LD_16	trough, stabil.	LD	404	4268	2105	18.0	7.3	1.5	268	556	399
LD_21	saucer, stabil.	LD	227	487	316	12.2	6.8	0.3	79	20	52
ME_2	trough, stabil.	MD	356	1910	7480	15.0	7.3	2.1	402	421	465
ME_8	saucer, stabil.	MD	261	1278	1615	11.7	8.4	1.8	43	781	371
Average	active		644	1552	2146	16.2	10.8	1.3	550	450	755
Average	stabilized		312	1986	2879	14.2	7.4	1.4	198	445	322

Blowout #	Type	Site	Measured Outer Accumulation zone			Calculated Outer Accumulation zone			Calculated Outer Zone of weak influence		
			Ax	Ay	Da	Rx	Ry	Da	Rx	Ry	Da
						m	m	m	m	m	m
LD_1	saucer, ac	LD	43.8	33.2	0.35	37.8	36.3	0.59	52.7	50.5	0.01
LD_3	saucer, ac	LD	31.6	27.9	0.21	32.0	28.2	0.19	37.9	33.5	0.01
LD_5	trough, ac	LD	16.8	8.0	0.18	13.7	9.5	0.39	23.9	16.5	0.01
LD_9	trough, ac	LD	24.4	17.6	0.34	22.9	17.2	1.04	40.0	30.0	0.01
LD_16	trough, st	LD	51.2	26.7	0.13	60.6	24.6	0.09	72.9	29.6	0.01
LD_21	saucer, st	LD	22.7	11.8	0.04	20.3	11.2	0.11	24.3	13.5	0.01
ME_2	trough, st	MD	50.3	16.6	0.22	38.6	18.7	0.24	80.0	38.8	0.01
ME_8	saucer, st	MD	26.4	19.4	0.61	26.1	18.8	0.29	37.4	26.9	0.01
Average	active		29.1	21.7	0.27	26.6	22.8	0.6	38.6	32.6	0.01
Average	stabilized		37.6	18.6	0.25	36.4	18.3	0.2	53.7	27.2	0.01

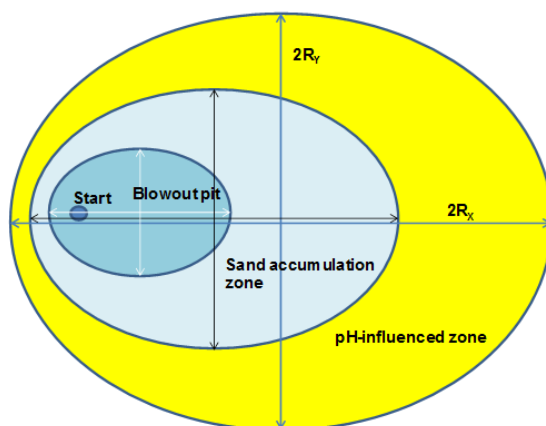


FIG. 7.9 Sterk geschematiseerde zonering rond een stuifkuil met zandaccumulatiezone en pH-beïnvloede zone, en het startpunt van groei, in bovenaanzicht. Figuur is niet op schaal. $2R_x, 2R_y = 2$ maal straal ellipsvormig gebied in resp. X en Y richting.

Het volume aan uitgeworpen zand (V_{OUT}) kan als volgt geschat worden, onder aanname van een in het platte vlak half doorgesneden ellipsoïdaal lichaam met bekende halve as-lengtes van de kuil:

$$V_{OUT} = 2/3 \pi R_x R_y R_z \quad (7.18)$$

Voor de typisch schotelvormige stuifkuilen geldt $R_y = 0.80 R_x$, en voor typisch sleufvormige stuifkuilen geldt $R_y = 0.61 R_x$. De met Eq.7.18 berekende V_{OUT} -waarden sluiten goed aan bij de meetwaarden (TABEL 7.33). Als we mogen aannemen dat de zandbalans ongeveer klopt, dan geldt:

$$V_{ACC} = V_{OUT} n_{ACC} / n_{BL} = V_{OUT} \rho_{B,BL} / \rho_{B,ACC} \quad (7.19)$$

waarin: n_{ACC} , n_{BL} = porositeit van resp. geaccumuleerd zand en zand uit de stuifkuil [-]; $\rho_{B,BL}$, $\rho_{B,ACC}$ = bulk dichtheid van resp. zand uit de stuifkuil en geaccumuleerd zand [kg/L].

De factor n_{ACC} / n_{BL} of $\rho_{B,BL} / \rho_{B,ACC}$ zou gemiddeld ~ 1.15 kunnen bedragen (b.v. $\rho_{B,BL} = 1.5$ en $\rho_{B,ACC} = 1.3$); het is in ieder geval een significant getal. Als de accumulatiezone begroeid raakt neemt deze factor verder toe. Uit de meetgegevens in Tabel 7.3 volgt dat de zandbalans soms goed en soms slecht is. Daarvoor zijn meetproblemen en andere complicaties grotendeels verantwoordelijk, maar een deel van het structurele verschil is nu verklaard.

Uit de metingen aan oppervlakken van stuifkuil (A_{OUT}), zandaccumulatiegebied (A_{ACC}) en pH-beïnvloed gebied (A_{pH} ; Tabel 7.3) volgt, dat de halve lengte-as van het zandaccumulatiegebied ($R_{x,A}$) en pH-beïnvloede gebied ($R_{x,pH}$) als volgt te schatten zijn onder aanname dat het stuifkuiloppervlak qua vorm vergroot wordt:

$$R_{x,A} = \sqrt{(A_{OUT} + A_{ACC}) / (\pi R_x / R_y)} \quad (7.20)$$

$$R_{x,pH} = \sqrt{(A_{OUT} + A_{ACC} + A_{pH}) / (\pi R_x / R_y)} \quad (7.21)$$

Uit de metingen in Tabel 7.3 volgt dat voor de actieve stuifkuilen de berekende lengte- en breedte-as van het zandaccumulatiegebied en pH-beïnvloede gebied gemiddeld resp. 1.6 en 2.1 maal die van de deflatiezones bedragen, en hun oppervlakken resp. 2.4 en 6.4 maal.

De gemiddelde dikte van de geaccumuleerde zandlaag (D_{AC}) kan als volgt worden geschat:

$$D_{AC} = V_{OUT} / A_{ACC} \quad (7.22)$$

Uit de data in Tabel 7.3 volgt dat voor de actieve stuifkuilen de berekende D_{AC} 0.55 m bedraagt. Uit de metingen volgt echter dat het accumulatiepatroon geenszins homogeen is, maar gemiddeld de grootste dikte vertoont ongeveer halverwege. Sterk geschematiseerd tot een dikteverloop conform een gelijkbenige driehoek, krijgen we dan de grootste dikte halverwege tussen de buitengrens van de stuifkuil en de buitenrand van het zandaccumulatiegebied, met dikte $2D_{AC}$. Dit kan mooier met b.v. een Gauss-kromme, maar dat vergt meer denk- en rekenwerk.

Omwillen van de eenvoud en op basis van de kenmerken in Tabel 7.3 stellen we dat de onderzochte actieve stuifkuilen met gemiddeld ongeveer 1 m/jaar groeien langs de lengte-as (ongeveer in ZW-NO richting), waarbij inbegrepen ook een geringe achterwaartse groei (met b.v. 0.1 m/jaar). Als dit gedurende 35 jaar (>35 volgens waarnemingen) plaatsvond, dan is in die tijd ook de kuildiepte van 1.0 m (R_z) bereikt, hetgeen neerkomt op ~ 2 cm/jaar verdieping.

Met een gemiddelde ontkalkingsdiepte op 0.36 m, moet er dus vanaf het 18^e levensjaar van de stuifkuil in toenemende mate kalkhoudend zand zijn uitgestoven. In toenemende mate, omdat de kalkgrens niet haarscherp is maar geleidelijk verloopt, zodat een toenemende diepte een toenemend kalkgehalte impliceert. De correlatie tussen ontkalkingsdiepte van de duinzone en de kalkrijkdom van de toplaag in de deflatiezone bevestigt dit. Daarnaast treedt menging op in de kuil, doordat de kuil tijdens voorwaartse en laterale groei ook ontkalkt zand en eerder uitgestrooid zand aanvreet, terwijl bioturbatie en watererosie vooral langs de zijwanden voor verdere bijmenging zorgen. Deze menging kan ook bijdragen aan het gemeten diepteprofiel van het kalkgehalte (bovenin laag, dieper kalkrijk).

Ook in de accumulatiezone treedt enige menging van ingestoven zand met de oude bodem op door bioturbatie en eolische processen, zodat de in Fig.7.8 geschetste stratificatie iets vervaagt.

7.6.2 Ontkalking na stabilisatie van stuifkuil en accumulatiegebied

Zoals bekend, is het effect van een hogere basenrijkdom en pH van de bodemtoplaag in de deflatiezone en de zone met instuiving belangrijk voor de ecologische kwaliteit van duingraslanden. Bij stuifkuilen die stabiliseren is het de vraag hoe lang dit positieve ecologische effect aanhoudt in een omgeving waar de ontkalking en verzuring reeds enkele tot meerdere decimeters diepte zijn voortgeschreden. Na stabilisatie van een deflatiezone en de zone met sterke instuiving, treedt door een combinatie van atmosferische depositie, begroeiing en algenmatten weer een fase van netto ontkalking in. Ook in de zone met geringe instuiving, waar het stuifzand gemengd raakte met de toplaag van de oude bodem gebeurt dit. In deze paragraaf wordt dit proces van ontkalking van de door overstuiving kalkrijke toplaag boven op een ontkalkte bodem met enkele indicatieve berekeningen gekwantificeerd.

De gemiddelde ontkalkingssnelheid (v_{DEC} ; m/j) en ontkalkingstijd (t_{DEC} ; jaar) kunnen geschat worden, v_{DEC} met Eq.2.22 en t_{DEC} als volgt:

$$t_{DEC} = D_{AC} / \{(1-f_R) v_{DEC}\} \quad (7.23)$$

waarin: f_R = reductiefactor van v_{DEC} door (i) bypass van dat deel infiltrerende regenwater, dat de dunne kalkhoudende toplaag passeert zonder ermee te reageren, of (ii) tekort aan reactietijd om te komen tot kalkevenwicht [-];

In Eqs.2.22 en 7.23 gaan we uit van homogeen kalkhoudend zand op volledig ontkalkt zand, en verwaarlozen we effecten van θ , bioturbatie, Ca-recycling door planten en Ca-opname door kationuitwisseling. Zonder in situ metingen moeten we het stellen met schattingen van R , f_B en Ca_{CO_3} terwijl er wel metingen voorhanden zijn van ρ_B en $CaCO_3$. R is geschat met Eq.2.23 waarin de vegetatietype afhankelijke constanten volgens Tabel 2.3.

Schatting van f_R

Schatting van reductiefactor f_R (= 0-1.0) is moeilijk door gebrek aan studies hiernaar. Te verwachten valt, dat f_R toeneemt (en dus ook t_{DEC}) met een afname van: (i) de dikte van de kalkhoudende bovenlaag, en (ii) de verblijftijd van percolerend water in de toplaag (t_{H_2O-top}). Laatstgenoemde dekt allebei en zou een redelijke schatter van f_R kunnen zijn, intuïtief:

$$f_R = 0.9 \exp(-0.15 t_{H_2O-top}) \quad (7.24)$$

met: $t_{H_2O-top} = D_{AC} \theta / R \quad [m/a] \quad (7.25)$

waarin: θ = vochtgehalte toplaag [volumefractie].

Schatting van Ca_{CO_3}

De voor ontkalking relevante Ca_{CO_3} concentratie is berekend met het analytische model DUVELCHEM.xlsx (Stuyfzand 2010). We gaan er daarbij vanuit dat de ontkalking vanaf maaiveld en in de onverzadigde zone geschiedt (dus in een open systeem), en er geen andere processen spelen dan kalkoplossing, een geringe oplossing van silicaatmineralen, atmosferische depositie van sterke zuren en zeezoutdepositie, en evapoconcentratie.

Als we verder uitgaan van kalkevenwicht, een atmosferische depositie gelijk aan die van het jaar 2008 en zoals geldend voor relatief schone duinlocaties langs de kust van Noord- en Zuid-Holland, dan komen we uit op de volgende Ca_{CO_3} concentraties voor de in Tabel 2.3 gecodeerde en omschreven begroeiingstypen:

- $Ca_{CO_3} = 24.9$ mg/L voor type 1 (kaal),
- 34.8 mg/L voor type 2 (kaal + enkele mossen en grassen),
- 41.1 mg/L voor type 3 (mossen), en

- 51.3 mg/L voor type 4 (schrale droge duinvegetatie, bestaande uit een mix van mossen, hogere grassen en weinig kaal zand).

Voorbeelden van uitlooptijden

In Tabel 7.4 zijn voor 11 scenario's de uitloogneligheden en -tijden berekend met een apart programmatje in Excel gebaseerd op import uit **DUVELCHEM.xlsx** plus Eqs.7.23-7.24.

Voor de begroeiingstypen zijn alleen de schrale typen 1-4 gekozen, en voor de dikte van de aan het oppervlakte liggende, kalkhoudende zandlaag 0.001 tot 1 m. Dan blijken de uitlooptijden 0.9 jaar te bedragen voor extreem dunne lagen (1 mm dik), ca. 7-15 jaar voor zeer dunne lagen (0.01 m), ~30-80 jaar voor dunne lagen (0.1 m), tot 160 - 450 jaar voor een 1 m dikke zandlaag met 0.5 - 1.8% kalk.

TABEL 7.4: Berekende uitloognelheid (v_{DEC}) en uitlooptijd (t_{DEC}) van een kalkhoudende overstuivingszandlaag met dikte D_{AC} , kalkgehalte ($CaCO_3$), bulk dichtheid (ρ_B) onder verschillende vegetatietypen, voor in totaal 11 verschillende scenario's. R berekend met $P=0.92$ m/a, $t_{H_2O,top}$ berekend met Eq.7.25.

Code vegetatietypen: 1 = kaal zand, 2 = kaal met beetje mossen en grassen, 3 = mossen, 4 = voedselarm duingrasland mix van grassen, mossen en kaal.

Gele cellen = invoer; licht groene cellen = lookup via vegetatietype in DUVELCHEM.xlsx; witte cellen = resultaten van berekening met Eqs. 7.23-7.24.

Scenario #	D_{AC} m	$CaCO_3$ % d.w.	ρ_B kg/L	Veg.type code	R m/a	$t_{H_2O,top}$ d	Ca_{CO_3} mg/L	f_R	v_{DEC} m/a	t_{DEC} year
1	0.001	0.5	0.90	1	0.79	0.03	24.9	0.90	0.0011	0.9
2	0.01	0.5	1.00	1	0.79	0.28	24.9	0.86	0.0013	7.4
3	0.1	0.5	1.30	1	0.79	2.77	24.9	0.59	0.0031	32.5
4	1	0.5	1.59	1	0.79	27.74	24.9	0.01	0.0061	164.0
5	0.01	1.0	1.00	1	0.79	0.28	24.9	0.86	0.0007	14.9
6	0.01	1.0	1.00	2	0.72	0.30	34.8	0.86	0.0009	11.4
7	0.01	1.0	1.00	3	0.62	0.35	41.1	0.85	0.0009	10.7
8	0.01	1.0	1.00	4	0.54	0.41	51.3	0.85	0.0011	9.4
9	0.03	1.8	1.20	3	0.62	1.06	41.1	0.77	0.0007	43.8
10	0.10	1.8	1.30	3	0.62	3.53	41.1	0.53	0.0013	78.1
11	1.0	1.8	1.56	3	0.62	35.35	41.1	0.00	0.0023	441.6

7.7 Maatregel 2: antiverzuring door herstel kwel

Verdroogde duinvalleien (dikwijls tgv waterwinning) kunnen in de toekomst weer vernatten door vooral 2 maatregelen, te weten (lokale) reductie van de grondwaterwinning en kustuitbreiding door grootschalige zandsuppleties, en door de deels autonome zeespiegelstijging. Als de vallei hierdoor periodiek inundeert, kan de grondwaterstroming in de duinvallei omkeren van gemiddeld benedenwaarts (infiltratie) naar gemiddeld opwaarts (kwel). Daardoor zullen de eerder opgetreden bodemontkalking en verzuring van de valleibodem omkeren, eerst leidend tot antiverzuring (verbasing) en later tot kalkafzetting.

Antiverzuring is hier gedefinieerd als het proces dat de basenverzadiging van het kationuitwisselcomplex van bodem of aquifer substantieel verhoogt naar ~100%. Dit kan gebeuren door bekalking van de bodem (b.v. via eolische inputs van kalkrijk zand) of door exfiltratie of capillaire opstijging van kalkhoudend (basisch) grondwater. In deze sectie richten we ons op de exfiltratie van kalkhoudend (basisch) grondwater, die in staat is het hele bodemprofiel te verbasen, mits zij voldoende lang en intens optreedt tijdens een gemiddeld jaar, met voldoende hoge concentraties $Ca + Mg$ concentraties (Fig.7.10). In onderstaande wordt geschat hoe lang het duurt eer een verzuurde valleibodem ontzuurt en welke factoren deze ontzuringstijd bepalen.

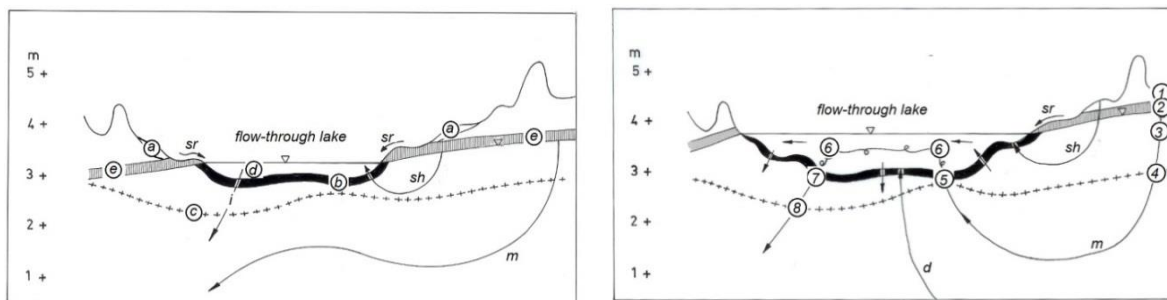


FIG. 7.10. Twee typische vernattingsituaties van een verdroogde, ontkalkte en verzuurde duinvallei, thans een (periodieke) kwelplas vormend (iets gewijzigd naar Stuyfzand et al., 1992).

Linker paneel: vernatting leidend tot periodieke, ondiepe inundatie met exfiltratie van alleen ondiep, kalkarm grondwater (sh). a = oude, geoxideerde duinmeerbodem; b = huidige kwelplasbodem, periodiek belucht en daardoor minder reducerend; c = huidige kalkgrens; d = oppervlaktewater; e = vol-capillaire zoom boven op grondwaterspiegel; i = stroombaan in infiltratiezone van kwelplas; m = middeldiepe stroombaan met kalkrijk grondwater; sh = ondiepe stroombaan met zuur grondwater.

Rechter paneel: vernatting leidend tot vrijwel continue, diepere inundatie met exfiltratie van diep kalkrijk grondwater. 1 = CO₂ opname door zuur bodemvocht en reactie met Al-silicaten en Al(OH)₃; 2 = O₂ verlies in/onder vol-capillaire zoom; 3 = NO₃ verlies in ontkalkte verzadigde zone waar H+Al uitwisselen voor Ca+Mg; 4 = kalkgrens; 5 = partiële SO₄ reductie in valleibodem met accumulatie van organisch materiaal; 6 = verlies van opgelost Fe(II), Mn(II), CO₂, Ca, PO₄, NH₄ en SiO₂ tijdens verblijf en stroming in kwelplas; 7 = als 5, maar nu volledige SO₄ reductie en opname van CO₂ en organische zuren; 8 = kalkgrens waar CaCO₃ opnieuw oplost dankzij opname van CO₂ en organische zuren in 7.

Stuyfzand and Lüers (1992) gaven de volgende formule ter berekening van de ontzuringstijd (t_{DA} ; d) voor een homogene, bovenin ontkalkte en verzuurde zandbodem, in geval van continue opwaartse stroming van kalkrijk grondwater in een verdroogde duinvallei:

$$t_{DA} = \frac{D}{v} + \frac{([Al + H]_{EX} + \Delta CEC) \rho_B D \beta}{([Ca + Mg]_{SEEP} + \Delta Ca - \Delta H) n v} \quad (7.26)$$

waarin: [Al + H] = gemiddelde geadsorbeerde gehalte Al³⁺ en H⁺ van verzuurde bodem [meq/kg d.g.]; ΔCEC = gemiddelde CEC toename bij pH toename [meq/kg d.g.]; ρ_B = gemiddelde bulk dichtheid = $\sim 1.6 \exp(-0.06 C_{ORG})$ [kg/L]; D = dikte verzuurde bodemlaag [mm]; [Ca+Mg]_{SEEP} = concentratie in kalkrijk kwelwater [meq/L]; ΔCa = toename Ca concentratie [meq/L]; ΔH = toename H concentratie door andere reacties dan uitwisseling [meq/L]; n = porositeit [volume basis]; v = gemiddelde kwelintensiteit [mm/d]; β = correctiefactor voor afwijking van zelf-opscherpend uitwisselfront [-].

De teller in Eq.7.26 vertegenwoordigt de hoeveelheid benodigde basische kationen om Al³⁺ en H⁺ te verdringen en te voorzien in de CEC-toename, terwijl de noemer de snelheid voorstelt waarmee deze hoeveelheid wordt aangeleverd. De factor β (>1) compenseert voor het feit dat de verdringing van de uitwisselaar van Al+H door Ca+Mg moeizamer verloopt dan omgekeerd.

De CEC-toename door een pH toename (ΔCEC) wordt als volgt benaderd, uitgaande van Eq.2.7:

$$\Delta CEC = f_{ORG} (CEC_{pH-DA} - CEC_{pH-0}) = 5.1 f_{ORG} C_{ORG} (pH_{DA} - pH_0) \quad (7.27)$$

waarin: CEC = 'Cation Exchange Capacity' [meq/kg d.g.]; CEC_{pH-DA} = CEC zodra evenwicht ontstaat met kalkrijke grondwater; CEC_{pH-0} = CEC bij start van ontzuring; C_{ORG} = gemiddelde organische koolstof gehalte of SOM/2 van de verzuurde bodemlaag [% d.w.]; f_{ORG} = reductiefactor t.g.v. onvolledige humificering van de organische stof, hier gesteld op 0.5.

Als de CEC gemeten is (CEC_M) dan kan f_{ORG} uit de berekende CEC (CEC_C) berekend worden door:

$$f_{ORG} = CEC_M / CEC_C \quad (7.28)$$

Als voorbeeld wordt in Table 7.5 de berekening van t_{DA} getoond incl. benodigde parameters, voor een verzuurde duinvallei in de Amsterdamse waterleidingduinen (Haasveld). Daarbij is aangenomen dat het hydrologische regiem plotseling veranderde van 100% infiltratie in 100% exfiltratie met $v = 10$ mm/d, en kwel van kalkrijk grondwater met $pH = 7.5$ en $Ca+Mg = 5.4$ meq/L. Verondersteld is verder dat de verzuurde bodem uit 3 bodemlagen bestaat, met bodemeigenschappen ontleend aan boringen in het Haasveld in de Luchterduinen (Stuyfzand and Lüers 1992). De uitkomst van dit voorbeeld is, dat er ~2.5 jaar nodig zijn onder genoemde omstandigheden om de zure kationen $Al + H$ uit te spoelen uit de 0.5 m dikke verzuurde bodem.

Bovenstaande berekening kent diverse vereenvoudigingen: (i) de rol van HCO_3 als zuurverdrijver is verwaarloosd, ervan uitgaande dat deze taak voorbehouden is aan Ca en Mg , waarna HCO_3 het vrijkomende zuur zal binden door omzetting in CO_2 dat vervolgens vervluchtigt in de kwelplas; (ii) er zal in werkelijkheid geen plotselinge omslag optreden van 100% continue infiltratie naar 100% continue exfiltratie, maar er zal een overgangperiode zijn waarin de stromingsrichting seizoensmatig omkeert. Dit zal de ontzuringsperiode aanzienlijk verlengen; en (iii) de kwelintensiteit zal niet overal gelijk zijn binnen de inunderende vallei, zodat er ruimtelijke verschillen ontstaan in t_{DA} . De kortste t_{DA} waarden zijn te verwachten langs de valleiranden, waar kwel van kalkrijk grondwater en infiltratie van oppervlaktewater in de kwelplas het sterkste zijn.

TABLE 7.5. Voorbeeld van berekening van de ontzurings tijd (t_{DA}), voor een verzuurde duinvalleibodem in de Amsterdamse Waterleidingduinen (Haasveld). Gele cellen = input vereist.

Soil layer	Depth [cm BLS]		L %	C_{ORG} %	pH soil	pH seep	Ca+Mg meq/L	ΔCa	ΔH	ρ_B kg/L	ϵ
	top	base									
1	0	5	4	32.2	3.7	7.5	5.4	0	0	0.23	0.58
2	5	25	2	3.2	3.8	7.5	5.4	0	0	1.32	0.45
3	25	50	1	0.3	5.4	7.5	5.4	0	0	1.57	0.43
1-3	0	50				7.5	5.4	0	0		

Soil layer	Depth [cm BLS]		C_{ORG} %	v mm/d	f_{ORG}	β	Al+H meq/kg	CEC_M	CEC_C	ΔCEC	t_{DA} d
	top	base									
1	0	5	32.2	10	0.20	2	35.4	89.4	439	69.7	83
2	5	25	3.2	10	0.34	2	11.5	18.5	53.9	20.6	721
3	25	50	0.3	10	0.56	2	0.3	6.6	11.9	1.8	96
1-3	0	50				2					899

7.8 Maatregel 3: aanbrengen kerven in de zeereep

In de Noordwestkern van Nationaal Park Zuid-Kennemerland is voor het eerst in Nederland op zeer grote schaal geëxperimenteerd met het op gang brengen van zeereepdynamiek en aansluitend het reacteren van achterliggende paraboolduinen. Dynamiek in de zeereep is in maart 2013 op gang gebracht door middel van de aanleg van 5 grote kerven in de zeereep, nadat de achterliggende paraboolduinen al in 2012 kaal waren gemaakt.

Doel was dat de aangebrachte kerven voor een grotere belasting van kalkrijk zand, zout en wind op de achterliggende duinen zouden zorgen, en dat dit de stabilisatie van duinen en de ontwikkeling van vegetatiesuccessie zou vertragen, opdat de dynamiek zich langdurig zou herstellen met behoud en ontwikkeling van Grijze Duinen tot gevolg. Stuyfzand & Arens (2014) en Arens et al. (2016) rapporteren over de resultaten van onderzoek vóór en na het aanbrengen van de kerven.

Kort samengevat komen hun conclusies, voor zover relevant voor het ontkalkingsvraagstuk, neer op het volgende:

- De gevolgen waren voor regenwater tegengesteld aan die voor grondwater. De Ca concentratie en pH van regenwater vlak bij de zeereep (bulk regenvanger KB1 in Tabel 5.1) namen duidelijk toe als gevolg van meer invang van kalkhoudend sediment. Terwijl er op de referentiemeetpunten 'grondwater' (buiten de invloedssfeer van kerven en kaalscheren) duidelijk meer kalk oploste, namen op de meetpunten dicht bij de kerven en het kaalgeschoren duin vrijwel alle concentraties waaronder Ca eenduidig fors af en nam de pH toe. Deze concentratiedalingen binnen de

invloedsfeer van de ingrepen zijn eenvoudig te verklaren vooral door de afgenomen begroeiing (dit blijkt ook uit de verschillen tussen de kale en 3 begroeide lysimeters te Castricum; Tabel 5.3 en 5.4). De afgenomen / verwijderde begroeiing leidt immers tot minder invang van zeezout, minder evapoconcentratie en minder CO₂-productie (waardoor minder kalkoplossing). Voor Ca geldt daarnaast dat de afgenomen zeezoutdepositie heeft geleid tot kationuitwisseling waarbij Ca adsorbeert. Vandaar deze essentiële Ca_{BEX} correctie in Eq.2.18.

- De ingrepen in de Noordwestkern hebben tot een ongekeerde dynamiek geleid. Bij de sleuven is in korte tijd een mate van overstuiving op gang gekomen die nergens in het Nederlandse duingebied op zo'n schaal voorkomt. De overstuiving van de westzijde van de eerste duinvalleien is zelfs lokaal zodanig groot dat duindoorn en een duinmeer geheel onder het kalkrijke zand zijn verdwenen.
- Ook in de achterliggende, kaalgeschoren parabolon is sprake van forse dynamiek, met sterke overstuiving aan de achterzijde. Nabeheer is echter nog steeds noodzakelijk, omdat nog niet alle wortelerfenis is verwijderd. Zonder nabeheer zou de gecreëerde dynamiek kunnen uitdoven zoals waargenomen bij het Verlaten Veld en de Bruid van Haarlem. De eerste jaren na ingrijpen was daar n.l. sprake van een enorme dynamiek (hoewel minder vergeleken bij de kerven), die echter na verloop van tijd zodanig afnam door gebrek aan nabeheer, dat van grootschalige verstuuving geen sprake meer was.
- Onderzoek met zandvangsters achter de kerven, bij de kaalgeschoren paraboolduinen en meer landinwaarts, alsmede achter de gesloten zeereep achter de zandmotor nabij Monster heeft aangetoond dat de zandinwaai bij de kerven aanzienlijk groter is dan achter de gesloten zeereep, en dat de hoeveelheid zand bijna onmeetbaar wordt op >500-1000 m afstand van de nieuwe stuifplekken (Fig.5.1 en Tabel 5.2). Met het zand komt tevens ca. 7% kalk mee, onafhankelijk van de afstand tot de kust (Van Buuren 2017).
- Windgegevens tonen aan dat door de ingrepen de windsnelheid in het achterliggende duin (200-700 m) is toegenomen, variërend van een enkele tot een tiental procenten, afhankelijk van de locatie en de windrichting.
- De invloed van het kerven en kaalscheren van de zeereepzone op de concentratie van zeezouten in het studiegebied werd overstemd door de overweldigende, natuurlijke variaties in zeezoutdepositie in de tijd. Na de ingrepen waren er minder krachtige stormen, blies de wind bovendien gemiddeld uit een voor zeezout ongunstiger, zuidelijker windrichting, en was het kustnabije Noordzeewater bovendien iets minder zout. De resulterende zeezoutafname in de periode na het kerven van de zeereep overstemde de verwachte toename van zeezoutdepositie in de erachter gelegen, geopende duinvalleien.
- De enorme afname van de begroeiing door overwalsing met stuifzand en door kaalscheren heeft ongetwijfeld (niet gemeten) geleid tot een zeer significante toename van de grondwateraanvulling (conform Tabel 2.3) en stijging van het grondwaterpeil. Het lokale netto effect hiervan op de ontkalkingsnelheid is moeilijk in te schatten in een zeereepnabij duingebied waar de kalkgrens ook vóór de ingreep bijna aan maaiveld ligt (Tabel 4.2). Verder landinwaarts stijgt de waterstand mee, zodat daar de gunstige situatie kan ontstaan, dat de ontkalkingzone onder de grondwaterspiegel komt te liggen, hetgeen de ontkalkingsnelheid sterk verlaagt (Fig.4.18).

Al met al zorgen kerven en het kaalscheren van achter de zeereep gelegen paraboolduinen (met periodiek onderhoud) voor veel inwaai van kalkhoudend zand, en bestrijden zo zeer effectief de lokale ontkalking.

7.9 Maatregel 4: verdere reductie NO_x en NH_y emissie

Een andere interessante maatregel bestaat uit een drastische reductie van de antropogene atmosferische emissie en depositie van NO_x en NH_y. Deze maatregel zal niet alleen de eutrofiëring van het duin beperken maar ook de verzuring. Het effect is doorgerekend met DUVELCHEM via scenario A+CC-N (zie Tabel 7.1). De prognose geldt dus opnieuw voor duinstruweel (periode 1300-2200 AD) maar met als gewijzigde randvoorwaarde t.o.v. A+CC (→ § 7.5), n.l. dat de atmosferische depositie in de periode 2020 t/m 2200 AD geleidelijk afneemt van 1.8 mg NO₃/L en 0.6 mg NH₄/L in 2020 naar

0.20 mg NO₃/L en 0.20 mg NH₄/L in 2200 AD (waarden die als natuurlijke achtergrond gezien kunnen worden).

Het resultaat van de berekeningen staat in Tabel 7.1. Vergelijking van scenario A+CC-N met scenario A+CC leert dat er weinig effecten zijn voor de ontkalkingsnelheid, doch een aanzienlijke reductie van de verzuringsnelheid van 3.8 naar 2.1 cm/eeuw, in de oorspronkelijk kalkrijke duinen. Deze sterke reductie is voor het Waddendistrict extra belangrijk!

8 Samenvatting, conclusies en aanbevelingen

8.1 Samenvatting en conclusies

Methodenontwikkeling

Er zijn 2 wegen waarlangs het ontkalkingsproces gekwantificeerd kan worden: (i) via bodemanalyse op kalk waarbij een gemiddelde ontkalkingsnelheid wordt vastgesteld voor de periode sinds stabilisatie/fixatie van het landschap en de start van bodemvorming, en (ii) via analyse van percolerend bodemvocht of ondiep grondwater onder de ontkalkingszone, waarmee een momentane ontkalkingsnelheid bepaald wordt. Beide wegen kennen diverse complicaties.

In dit onderzoek zijn 6 bestaande bodemmethoden vergeleken aan de hand van een testset van 21 uitvoerig onderzochte duinbodemmonsters. Geconcludeerd wordt dat de totaalanalyse van Ca via XRF (röntgenfluorescentie) de beste methode is vanwege de laagste detectiegrens (~300 ppm als kalk), en de mogelijkheid om relatief goedkoop en snel Ca_{XRF} (en simultaan enkele andere elementen) te meten met een hand-held XRF-meter na malen van het monster. Een bestaande correctiemethode om het totale Ca-gehalte te corrigeren voor andere bijdragen dan kalk is dankzij dit onderzoek aangescherpt. De correctie omvat de aftrek van uitwisselbaar, SOM-gebonden, H_2O -gebonden en silicaatgebonden Ca volgens Eqs.2.1-2.10.

De 3 bestaande methoden om de ontkalkingsnelheid te bepalen via bodem en wateranalyses zijn verder geoptimaliseerd, door de dikte van de ontkalkingszone (beter) te verdisconteren (Eqs.2.11-2.13, 2.26), en de atmosferische depositie van Ca (Eq.2.18B of Eq.5.1) en eventuele Ca-uitwisseling voor zeezout (Eqs.2.19-2.20) beter te berekenen. Ook de berekening van de verzuringssnelheid (Eq.2.27) kreeg een facelift door verbetering van de CEC berekening (Eqs. 2.7, 2.27).

Status quo op basis van bodemanalyses

In 4 duingebieden, van de DPWE-bedrijven elk 1, zijn 12-13 meetpunten langs een raai loodrecht op de kust van zee-reep tot binnenduintrand onderzocht op o.a. kalkgehalte (via Ca_{XRF} en TGA) en ontkalkingsdiepte (volgens de audiovisuele bruistest), van maaiveld tot doorgaans 50 cm-MV en incidenteel tot 4 m-MV. De meetresultaten laten de bekende gradiënt zien van een landinwaarts diepere ontkalking tgv toenemende ouderdom van het landschap en bodem, met daarop gesuperponeerd, althans in de vastelandsduinen, een zuidwaarts toenemende ontkalkingsdiepte o.a. tgv een afnemend primair kalkgehalte van het duinzand.

In aanvulling op de voor dit onderzoek verrichte meetcampagne zijn de resultaten van diverse bodemonderzoeken in de duinen nader uitgewerkt of beoordeeld. Het betreft metingen langs 22 meetraaien dwars op de hele Nederlandse kust op locaties met en zonder invloed van zandsuppleties, diverse detailonderzoeken in de Luchterduinen (met focus op eventuele trends in de periode 1992-2011, de effecten van stuifkuilen, veenlagen en kleinschalige verschillen in afstand tot struiken of bomen), de ontkalkingsdiepte op oude strandwallen, en onderzoek langs een meetraai in de Kennemerduinen, in de lysimeters van Castricum, op met OSL dateringstechniek gedateerde meetpunten op ZW-Texel, en langs enkele meetraaien in duinen op Schiermonnikoog, in de UK en in Michigan (USA).

De belangrijkste conclusies uit al dit bodemonderzoek zijn de volgende:

- De ontkalkingsnelheid in de 4 kalkrijke megalysimeters te Castricum bedroeg anno 2014 resp. 9 (kaal), 19 cm (duinstruweel), 14 (eiken) en 11 (dennen) cm/eeuw.
- Voor enkele oude met ^{14}C gedateerde strandwallen in het Rhenodunale (kalkrijke) district zijn ontkalkingsnelheden berekend van 7-10 cm/eeuw, wat goed overeenstemt met de lysimeterwaarden.

- Op ZW-Texel in het kalkarme Waddendistrict, in met OSL gedateerd duinzand van 6-477 jaar, zijn ontkalkingssnelheden berekend van 30-100 cm/eeuw.
- Langs transecten in binnen- en buitenlandse duinen, met landinwaarts toenemende ouderdom blijkt dat de jongere duinen (50-100 jaar oud) een hogere ontkalkingssnelheid vertonen dan de oudere, dieper ontcalcite duinen. Hiervoor zijn 10 oorzaken benoemd, wij noemen 2 belangrijke: (i) het grotere aandeel van antropogene invloeden op de ontkalking van de jongere duinen. Het betreft sinds 1900 vooral de relatief lange expositie aan zure atmosferische depositie en de grondwaterstands daling, alsmede een toegenomen begroeiing. De grondwaterstands daling maakt, althans in duinvalleien of duinvlaktes, dat kalk in een open systeem veel sneller oplost dan in een tevoren gesloten systeem (onder de grondwaterspiegel). In bijzondere omstandigheden waarbij zeer natte bodems of onderwaterbodems verdroogd zijn, kan de oxidatie van pyriet, organische stof en soms sideriet ook zuur genereren waardoor kalk sneller oplost.
- Ruimtelijke variaties in primair kalkgehalte (moedermateriaal zonder ontkalking) en ontkalkingsdiepte zijn vrij groot, samenhangend met o.a. variaties in begroeiing, veeninteractie, waterfluxen, grondwaterstand, recente in- en uitstuiving, en bioturbatie, alsmede met de lokale aanwezigheid van voormalige landbouwactiviteiten, vergravingen en schelpdepots.
- De dikte van de ontkalkingszone (van 0 tot 100% ontkalking) is lastig te bepalen. Uit data van de Kennemerduinen en de lysimeters te Castricum valt af te leiden deze zone 0.5-2 maal de dikte van de volledig ontcalcite zone is in de onverzadigde zone, met als globaal gemiddelde 1.0 maal die dikte.
- De bodemanalyses laten zien dat een beperkt deel van de monsters een pH <6.2 vertoont. Het betreft monsters met < 0.3% kalk en dan vooral monsters uit de humeuze bovenlaag.

Status quo op basis van grondwateranalyses

Als onderdeel van de meetcampagne voor dit onderzoek zijn in 2018 28 nieuwe, zeer ondiepe peilbuizen verspreid over de Luchterduinen geïnstalleerd en 2 maal bemonsterd voor anorganische analyse van de grondwaterkwaliteit. Bovendien zijn in 2018 eenmalig 21 minifilters bemonsterd uit minifilterboring 24H.470 (Tilanuspad, Amsterdamse Waterleidingduinen; daarvan zijn hier de bovenste 6 minifilters gebruikt). Alle monsters van de Luchterduinen en de 6 bovenste van 24H.470 zijn genomen voldoende ver beneden de ontkalkingszone. Zij zijn zoals verwacht alle (sub)oxisch, dus duidelijk nitraathoudend dankzij een voldoende diepe grondwaterstand en gebrek aan veeninteractie. De gemiddelde Ca-concentratie voor zowel de Luchterduinen als 24H.470 is gecorrigeerd voor bijdragen van atmosferisch zeezout, kationuitwisseling, vertering van silicaatmineralen en Ca-opname door de begroeiing, om te komen tot de Ca-bijdrage van kalkoplossing (CaCO_3), die sterk domineert over de andere bijdragen.

Uit de CaCO_3 -waarden volgt voor de Luchterduinen een gemiddelde, huidige ontkalkingssnelheid van 19 en voor 24H.470 van 15 cm/eeuw. Oudere waarnemingen (1979-1991) in hetzelfde gebied onthullen een vrijwel identieke ontkalkingssnelheid. Uit historische metingen aan peilbuizen (1911-2018) en de 4 lysimeters te Castricum (1941-1998) volgt dat de momentane ontkalkingssnelheid grote jaarlijkse variaties kent, b.v. voor de met duinstruweel begroeide lysimeter tussen 7 en 22 cm/eeuw rond een gemiddelde van 15 cm/eeuw. Trends in de periode 1911-2018 worden of overschaduwd door deze jaarlijkse fluctuaties of vertroebeld door gebrek aan meetwaarden vooral (maar niet alleen) in de periode 1962-1975.

De effecten van verschillen in primair kalkgehalte en begroeiingstype volgen vooral uit onderzoek in 1980-1983 naar de kwaliteit van zeer ondiep duingrondwater op 28 plots in duinen van Camperduin t/m Langevelder Slag. De ontkalkingssnelheid in de kalkarme duinen is logischerwijze het allerhoogste, gemiddeld 5 maal hoger dan in de kalkrijke duinen (63 versus 13 cm/eeuw). De verschillen tussen de verschillende begroeiingstypen zonder veeninteractie zijn niet erg groot maar wel significant: gemiddeld vertoont de duinstruweel de hoogste (14-19 cm/eeuw) en dennenbos de laagste momentane ontkalkingssnelheid (8-12 cm/eeuw).

De interactie met veen leidt tot een significante toename van de ontkalkingssnelheid, maar daarbij gaat het om de gezamenlijke ontkalking op tenminste 2 niveaus: bovenin direct onder maaiveld en onder het veen.

Alle bemonsterde grondwateren waren (vrijwel) basisch (pH>6.2) en vrijwel kalkverzadigd. Zuur grondwater kon dus nergens worden aangetoond. Dit geldt voor vrijwel het hele Rhenodunale district.

In het Waddendistrict is zuur grondwater (pH<6.2) algemener, in de diep ontkalkte Schoorlse duinen (tussen Bergen aan Zee en Camperduin) zelfs dominant.

Overzicht van ontkalkingsnelheden

In Tabel 8.1 zijn vrijwel alle meet- en modelresultaten samengevat.

TABEL 8.1. Overzicht van ontkalkingsnelheden in de kalkrijke duinen op basis van metingen aan bodem en ondiep grondwater, en op basis van modelberekeningen.

Locatie	Jaar	Ouderdom bodem [j]	Ontkalkingsnelheid v_{DEC} [cm/eeuw]			Vegetatie	Periode of jaar	v_{DEC} [cm/eeuw]
			Bodem	Grondwater	Verskil			
Luchterduinen	1991			20				
	2018			19	-1			
Tilanuspad (24H470)	1980			16				
	2018			15	-1			
Zeereep AWD	1939-1947			16.3-19.1				
	1980			15.7-19.3	0			
Strandwallen Kennemerduinen	1970	3800-5500	7.4-10.4					
	1911			15				
Zeereep Castricum	1979			18.6	3.6	Resultaten modellering met DUVELCHEM		
	1949			12.2				
	1976			11.2	-1			
Castricum, Lys.1	1950-60			11		Kaal	1300-1800	3-10.8
	1990-2000			10.5	-0.5		1970	13-15
	2014	1940	8.9				2020	9.9
Castricum, Lys.2	1950-60			11.5		Duindoorn	1300-1800	5-12.5
	1990-2000			14	2.5		1970	15-17
	2014	1940	19.1				2020	11
Castricum, Lys.3	1950-60			13				
	1990-2000			14	1			
	2014	1940	14.2					
Castricum, Lys.4	1950-60			10		Dennen	1300-1800	4-9.5
	1990-2000			11	1		1970	12-14
	2014	1940	10.7				2020	8
ZW-Texel	2014	6-477	30->100					

Atmosferische depositie van kalk(stof)

De atmosferische depositie van in regenwater opgelost Ca^{2+} en al dan niet opgeloste kalk vormt een belangrijke zuurbuffer en ontkalkingsvertrager. Onderzoek hiernaar is uitgevoerd met bulk regenvangers met trechterraand op 1.5 m+MV in het open veld, doorvalcollectoren onder het bladerdak van struwelen en bossen, en verticaal opgestelde zandvangers (met invang op 0.6-1.4 m+MV). De meetresultaten tonen dat Eq.5.1 de basisinput vanuit de atmosfeer incl. concentratietoename door indamping goed schematiseert, maar dat er op korte afstand tot de hoogwaterlijn (<500 - <1000 m) extra kalk wordt aangevoerd. Deze kan worden ingeschat met doorvalcollectoren en/of zandvangers. De eerste indruk is dat deze extra input dezelfde grootte-orde heeft als de met Eq.5.1 berekende input. Die input verlaagt de ontkalkingsnelheid in de zeereepzone (<500 m) met ca. 3-10% (indien beperkt tot lichte bepoedering, dus zonder overwalsing) en landinwaarts met 1-3%.

Koolzuurgas in de onverzadigde zone

Koolzuurgasprofielen van bodemlucht in de Kennemerduinen laten zien dat het begroeiingstype en vochtgehalte van de bodem de CO_2 concentratie in de onverzadigde zone en daarmee de ontkalking sterk beïnvloeden, met als extremen kaal droog zand (1010 ppm) en een natte duinvallei (8462-17119 ppm).

Toekomstvoorspellingen

Met het 1D model 'DUVELCHEM', acronym voor DUne VEgetation Lens CHEMistry, zijn de hydrogeochemische consequenties berekend van diverse scenario's voor relatief droge kustduinsystemen. Het model voorspelt (i) de anorganisch chemische samenstelling van ondiep (duin)grondwater en bodemvocht op elke gewenste diepte in een natuurlijk duininfiltratiegebied (met gemiddelde grondwaterstand >0.5 m-MV), als functie van de tijd sinds duinfixatie (op jaarbasis), begroeiingstype en ecologische standplaatsfactoren; en bijgevolg (ii) de ontkalking en verzuring van (duin)zand ter plaatse.

Voor alle doorgerekende scenario's geldt dat het jaar 1300 AD de start vormt, met een stabiel, min of meer gefixeerd landschap met constante vegetatie, met een historiegetrouw verloop in atmosferische depositie t.a.v. zeezouten en luchtverontreinigingsbestanddelen, en een grondwaterstand die in de loop der tijd verandert door de duinwaterwinning, en later vooral door stijging van de zeespiegel.

Eerst zijn de effecten berekend van de veranderingen in atmosferische depositie en grondwaterstand voor een met duinstruweel begroeid duinterrein, van 1300 tot 5000 AD. De veranderingen in grondwaterstand in samenhang met de toenemende ontkalkingsdiepte hebben een zeer grote impact op de ontkalkingsnelheid en Ca-concentratie, vooral doordat er in een open systeem aanzienlijk meer kalk oplost dan in een gesloten systeem. Verder manifesteert de relatief korte periode met duidelijk verhoogde atmosferische zuurdepositie (~1900-2010) zich in een significante toename van de Ca-concentraties (van ~70 tot max. 100 mg/L) en van de ontkalkingsnelheid (van ~11 tot max. 17 cm/eeuw). De zuurdepositiepiek in de 2e helft van de 20e eeuw gaf dus een tijdelijke versnelling met ca. 6 cm/eeuw.

Vervolgens zijn de effecten berekend van verschillen in duinbegroeiing, n.l. tussen kaal met mossen, duinstruweel en dennen. Veranderingen of verschil in begroeiing blijken grote invloed op de waterkwaliteit te hebben (o.a. Ca), maar een relatief gering effect op de ontkalkings- en verzuringssnelheid, omdat de Ca-toenames bij toenemende begroeiing worden tegengewerkt door een afname van de grondwateraanvulling. Dit pakt vooral voor dennen negatief uit: hoogste Ca-concentratie (deels door indamping), grootste verdampingsverliezen, relatief lage ontkalkingsnelheid.

Tenslotte zijn de effecten berekend van worst-case klimaatscenario W_H volgens KNMI (2014) voor het met struweel begroeide duinterrein. De klimaatvoorspellingen voor de jaren 2100 en 2200 zijn daarbij gebaseerd op extrapolaties van de veranderingen in de jaren 1965-2085. De prognose voor duinstruweel (periode 1300-2200 AD) lijkt sterk op het eerste scenario maar toont een gedetailleerder (meer wisselend) beeld samenhangend met de zeespiegelstijging die de grondwaterstand doet verhogen. Veranderingen in temperatuur, neerslag en verdamping hebben weinig effect.

Maatregelen

Kansrijke maatregelen om de ontkalking en verzuring van de duinen te stoppen of te vertragen zijn: (i) de (re)activatie van stuifkuilen met lokale eolische bekalking tot gevolg, (ii) verhoging van de grondwaterstand in duinvalleien leidend tot kwel en antiverzuring, (iii) het aanbrengen van kerven in de zeereep eventueel in combinatie met het strippen van de begroeiing op de eerste paraboolduinen, en (iv) drastische beperking van de atmosferische depositie van NO_x en NH_y .

Op basis van metingen aan 6 stuifkuilen in de Luchterduinen en 2 in Meijndel is een doorsnee stuifkuil geschematiseerd en is de groei ervan gemodelleerd zowel in ZW-NO richting als met de diepte. Berekend is wanneer de stuifkuilbodem na uitstuiving van de ontcalcete bovenlaag de kalkhoudende onderliggende laag bereikt, en pas dan omringend ontcalcet duingebied kan gaan overstuiven met kalkrijk zand. Bij een ontkalkingsdiepte van b.v. 0.36 m en 2 cm/jaar kuilverdieping, gaat de stuifkuil in toenemende mate kalkhoudend zand leveren vanaf het 18^e levensjaar. Vervolgens is berekend hoe lang het duurt, na stabilisatie van stuifkuil en accumulatiezone, eer de kalkhoudende toplaag op de ontcalcete ondergrond weer ontcalcet is. Deze ontkalkingstijd, te berekenen met een simpel programma in Excel, hangt uiteraard af van de dikte van de kalkhoudende toplaag, het kalkgehalte en de grondwateraanvulling. Stuifkuilen hebben dus enige tijd nodig om qua bekalking effect te sorteren, terwijl het effect van de behandeling beperkt is zowel qua tijd (jaren tot decennia, of zelfs eeuwen bij sterke overstuiving), als qua ruimtelijke omvang.

De ontkalkingstijd van enkele cm's tot decimeters afgezet kalkrijk zand (~40-80 jaar) is wel al voldoende voor het ontwikkelen van soortenrijke kalkrijke duingraslanden gedurende enkele decennia. Daarnaast kan dit vegetatietype zich ook ontwikkelen in de gestabiliseerde deflatie zone. Herhaalde kleinschalige verstuing met intervallen van enkele decennia kan dan op een langere termijn kalkrijke duingraslanden instandhouden.

Wanneer het hydrologische regiem in een duinvallei omslaat van infiltrerend naar (overwegend) drainerend, dan kan exfiltrerend, kalkhoudend (basisch) grondwater het hele bodemprofiel, indien ontcalcet en verzuurd, weer 'verbasen'. Met een eenvoudige berekening, vastgelegd in een programma in Excel, is berekend voor een 0.5 m dikke verzuurde duinbodem met ineens continu 10 mm kwel/d, dat het 2.5 jaar kan duren eer de antiverzuring voltooid is.

In de Noordwestkern van Nationaal Park Zuid-Kennemerland is voor het eerst in Nederland op zeer grote schaal geëxperimenteerd met het op gang brengen van zeereepdynamiek en aansluitend het reactiveren van achterliggende paraboolduinen. De enorme afname van de begroeiing door overwalsing met stuifzand en door kaalscheren heeft geleid tot zeer veel inwaai van kalkhoudend zand en ongetwijfeld (niet gemeten) ook tot een lokale toename van de grondwateraanvulling en stijging van het grondwaterpeil. Verder landinwaarts stijgt de waterstand mee, zodat daar de gunstige situatie kan ontstaan, dat de ontkalkingzone onder de grondwaterspiegel komt te liggen, hetgeen de ontkalkingsnelheid sterk verlaagt.

Een hypothetische, drastische reductie van de antropogene atmosferische emissie en depositie van NO_x en NH_y beperkt niet alleen de eutrofiëring van het duin maar ook de verzuring. Het effect op de ontkalkings- en verzuringssnelheid is resp. verwaarloosbaar en aanzienlijk. Volgens berekeningen met DUVELCHEM neemt de verzuringssnelheid af van 3.8 naar 2.1 cm/eeuw, maar de ontkalkingsnelheid slechts heel weinig. De hogere verzuringssnelheid als gevolg van de actuele, relatief hoge depositie vormt een grote bedreiging voor de duurzaamheid en kwaliteit van kalkarme duingraslanden en andere duinhabitats van kalkarme bodems, zeker wanneer geen of te langzaam een verdere afname van de N-depositie wordt gerealiseerd. Dit sluit aan bij de bevinding dat kalkarme duingraslanden een grotere gevoeligheid hebben voor N-depositie (lagere critical load) dan kalkrijke duingraslanden. De reductie van zuur- en stikstofdepositie heeft daarom urgentie.

8.2 Aanbevelingen

Implementatiegericht:

- Implementatie van een meetnet bodemverzuring en ontkalking, met aansluiting op het Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit indien mogelijk.
- Uitvoering van één of meerdere van de 4 genoemde maatregelen om de ontkalking en verzuring van de duinen te stoppen of te vertragen.

Onderzoeksgericht:

- Onderzoek naar de dikte van de ontkalkingszone (van 0 tot 100% ontkalking) en de factoren die deze dikte beïnvloeden.
- Ter beantwoording van bovenstaande, onderzoek naar seizoensgebonden veranderingen in het verticale bodem- CO_2 -concentratieprofiel onder enkele uiteenlopende begroeiingstypen, om te begrijpen tot welke diepte de gemiddelde CO_2 -concentratie toeneemt en daardoor kalk blijft oplossen over dat dieptetraject.
- Verdere uitwerking van tijdens dit onderzoek verkregen data richting milieu-monitoring (bodem- en grondwaterkwaliteit) en richting invloed van stuifkuilen.
- Onderzoek naar de extra atmosferische input van kalkhoudend stof tov een bulk regenvanger, door uitvoering van metingen met bulk regenvangers, doorvalcollectoren en zandvangers.
- Onderzoek naar een mogelijke afname van de bodem- CO_2 -productie tijdens de periode met verhoogde atmosferische zuurdepositie door stress aan planten en bodemleven.
- Onderzoek naar de verandering van de ontkalkingsnelheid in de bodemtoplaag en op grotere diepte.
- Onderzoek aan de invloed van verhoogde atmosferische zuur-N-depositie op de verzuringssnelheid van ontkalkte bodemhorizonten en het effect daarvan op de kwaliteit van habitats. Daarbij kijken of een belasting met sterke zuren leidt tot een irreversibele sterke bodemverzuring.
- Analyse van de effecten van de ontkalkingsdiepte en het verzuringsprofiel op de kwaliteit van duingraslanden, stoelend op beschikbare data uit BTO en DPWE onderzoek.

9 Literatuur

- Adan R.C., M. Huismans en J.L.M. Stuijzand 2014. Influence of vegetation and landscape age on decalcification of coastal dunes in The Netherlands; Texel and the lysimeters of Castricum. BSc. thesis Univ. Utecht, 8 p.
- Aggenbach C., S. Arens, Y. Fujita, A. Kooijman, T. Neijmeijer, M. Nijssen, P. Stuyfzand, M. van Til, J. van Boxel & L. Cammeraat 2018. Herstel grijze duinen door reactiveren kleinschalige dynamiek. OBN223-DK. VBNE, Driebergen. 343p.
- Aggenbach, C.J.S., Kooijman. A.M., Bartholomeus, R.P. & Fujita, Y. 2013. Herstelbaarheid van droge duingraslanden in relatie tot accumulatie van organische stof en stikstof in de bodem. Rapport KWR 2013.028 (DPW2012).
- Amundson R. 2003. pp1-35 in: Surface and ground water, weathering and soils (ed. J.I. Drever) Vol.5 Treatise on Geochemistry (eds H.D. Holland and K.K. Turekian), Elsevier-Pergamon, Oxford.
- Andersson T. (1991). Influence of stemflow and throughfall from common oak(*Quercusrobur*) on soil chemistry and vegetation patterns. Canadian Journal of Forest Research, 917-924.
- Arens B., T. Neijmeijer & O. van Tongeren 2016. Noordwestkern Effecten van ingrepen op dynamiek; Resultaten monitoring 2013-2015. Arens BSDO Rapportnummer RAP2015.09, 101 p.
- Ball D., & William, W. (1974). Soil development on coastal dunes At Holkham, Norfolk, England. Trans Int Congr Soil Sci, 380-386.
- Ballarini M., Wallinga, J., Murray, A., van Heteren, S., Oost, A., Bos, A., & van Eijk, C. (2003). Optical dating of young coastal dunes on a decadal time scale. Quaternary Science Reviews(22), 1011-1017.
- Bennema J. (1953). De ontkalking tijdens de opslibbing bij Nederlands alluviale gronden. Boor en Spade, 30-41.
- Berner E.K., R.A. Berner and K.L. Moulton 2003. pp169-188 in: Surface and ground water, weathering and soils (ed. J.I. Drever) Vol.5 Treatise on Geochemistry (eds H.D. Holland and K.K. Turekian), Elsevier-Pergamon, Oxford.
- Besse M. 1995. Bodemonderzoek in dennenbossen en eikenbossen in de Amsterdamse Waterleidingduinen; inventariserend onderzoek naar de relatie tussen humusprofiel, bodem en vegetatie. Rapport Gemeentewaterleidingen Amsterdam, Oeco-hydrologisch onderzoek, 68p.
- Bijhouwer J.T.P 1926. Geobotanische Studie van de Berger Duinen. Ph.D. Thesis, 202 p.
- Blokszijl J.& A.P. Pruijssers 1989. Het voorkomen van veen- en humeuze lagen in en rondom het infiltratiegebied van Gemeentewaterleidingen Amsterdam. RGD Rapport BP 10815, 7p + 13 Bijlagen.
- Boerboom J.H.A. 1963. Het verband tussen bodem en vegetatie in de Wassenaarse duinen. Boor & Spade 13, 120-155 (in dutch).
- Breeuwsma A. (1996). Backgrounds for calculating bulk organic material from loss on ignition. Unpublished notes 1977-1991. Wageningen: Staring Centrum Wageningen.
- Burges A., & Drover, D. (1953). The rate of podzol development in sands of the Woy Woy district, N.S.W. Australian Journal of Botany, 83-94.
- Caversam Barbosa E. 2014. Soil CO₂ concentration profiles in correlation analysis to soil physical and chemical properties in the coastal dune area of Amsterdam. BSc. Thesis VU Univ. Amsterdam, 51 p.
- Cunningham A.C., M.A.J. Bakker, S. van Heteren, B. van der Valk, A.J.F. van der Spek, D.R. Schaart, and J. Wallinga 2011. Extracting storm-surge data from coastal dunes for improved assessment of flood risk. *Geology* 39(11), 1063-1066, doi:10.1130/G32244.1, <https://pubs.geoscienceworld.org/gsa/geology/article-pdf/39/11/1063/3539982/1063.pdf> (downloaded Feb.2019).
- Doing H. 1988. Landschapsoecologie van de Nederlandse kust; een landschapskartering op vegetatiekundige grondslag. Stichting Duinbehoud, Leiden, 228p.
- Dörr H., W. Leuchs, P. Obermann, W. Regenbergh and C. Sonntag 1992. Isotope geochemistry of the subsurface carbonate system in Sandhausen and Bocholt. In: Matthess G., F. Frimmel, P. Hirsch, H.D. Schulz and H.E. Usdowski [eds], Progress in hydrogeochemistry, organics, carbonate systems, silicate systems, microbiology and models. Springer Verlag, Berlin, 149-157.
- Egli M., & Fitze, P. 2001. Quantitative aspects of carbonate leaching of soils. *Catena*, 53-62.
- Eiselin M., Schreuder, L., & Hogenes, M. (2012). Duinontkalking in de Kennemerduinen ten opzichte van verschillende omgevingsvariabelen. Bachelor thesis VU Univ, Amsterdam.
- Eisma D. 1968. Composition, origin and distribution of Dutch coastal sands between Hoek van Holland and the island of Vlieland. *Neth. J. Sea Research* 4, 123-267.

- Ernst, W., Slings, Q., & Nelissen, H. (1996). Pedogenesis in coastal wet dune slacks after sod-cutting in relation to revegetation. *Plant and soil*, 219-230.
- Ernst W.H.O 1987. Element allocation and (re)translocation in plants and its impact on representative sampling. In: Lieth H. and B. Markert (eds) *Element concentration cadasters in ecosystems; methods of assessment and evaluation*. VCH Verlagsgesellschaft Weinheim Germany, 17-40.
- Fujita Y. and C. Aggenbach (2015a), Effects of mowing, sod-cutting, and drift sand on development of soil and vegetation in Grey Dunes, Report KWR 2015.029, 126p.
- Fujita Y., & Aggenbach, C. (2015b). Effects of small scale aeolian activity on soil and vegetation of Grey dunes. KWR report KWR 2015.097, Nieuwegein 54p.
- Fujita Y., & Aggenbach, C. (2015c). Patterns of soil development and plant species diversity in dune grasslands in Meijendel. Nieuwegein.: KWR Watercycle Research Institute,.
- Grootjans A., Adema, E., Bekker, R., & Lammerts, E. (2007). Why Coastal Dune Slacks Sustain a High Biodiversity. In M. Martinez, & N. Psuty, *Coastal Dunes: Ecology and Conservation* (pp. 85-99). Heidelberg: Springer.
- Grootjans A., Lammerts, E., & van Beusekom, F. (1995). *Kalkrijke duinvalleien op de Waddeneilanden*. Utrecht: Stichting Uitgeverij van de Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging.
- Grootjans A., Slings, R., Everts, H., Nijssen, M., & van Haperen, A. (n.d.). *Nat Duin- en Kustlandschap*. Retrieved 2014, from *Natura 2000*: pas.natura2000.nl/files/8-nat-duin-en-kustlandschap.pdf
- Harmon R.S., J.J. White, J.J. Drake and J.W. Hess 1975. Regional hydrochemistry of North American carbonate terrains. *Water Resources Res* 2/6.
- Harter R. (2007). Acid soils of the Tropics. Retrieved october 10, 2014, from Technical Note: [https://c.yimcdn.com/sites/echocommunity.site-ym.com/resource/collection/E66CDFDB-0A0D-4DDE-8AB1-74D9D8C3EDD4/Acid_Soils_of_the_Tropics_\[Web_Format\].pdf](https://c.yimcdn.com/sites/echocommunity.site-ym.com/resource/collection/E66CDFDB-0A0D-4DDE-8AB1-74D9D8C3EDD4/Acid_Soils_of_the_Tropics_[Web_Format].pdf)
- Hoeven. (2011). *Lysimeters Castricum waterbalans lysimeter 1: Ontmaskering van meet- en aanvullingsfouten en het vaststellen van correcties*. Wageningen: Alterra Wageningen UR.
- Jelgersma, S., J. de Jong, W.H. Zagwijn and J.F. van Regteren Altena 1970. The coastal dunes of the western Netherlands; geology, vegetational history and archeology. *Meded. Rijks Geol. Dienst, NS*. 21, 93-167.
- Jones M., Sowerby, A., Williams, D., & Jones, R. (2008). Factors controlling soil development in sand dunes:. *Plant soil*, 1-21.
- Jones R., & Williams, D. (2007). *Soil Resources - Dune Stabilisation and rates of Soil Development on Welsh Dune Systems*. Bangor: Centre for Ecology and Hydrology.
- Kitching R., Scaerer, T., & Shedlock, S. (1977). Recharge to bunter sandstone determined from lysimeters. *Journal of Hydrology*, 217-232.
- KNMI 2014. *KNMI'14: Climate Change scenarios for the 21st Century - A Netherlands perspective*. Van den Hurk B., P. Siegmund and A. Klein Tank (Eds), Scientific Report WR2014-01, KNMI, De Bilt, The Netherlands. www.climatescenarios.nl
- Kooijman A. (2010, december). *Bodemchemie in de duinen*. *Vakblad Natuur Bos Landschap*, pp. 14-17.
- Kooijman A., & Besse, M. (2002). The higher availability of N and P in lime-poor than in lime-rich coastal dunes in the Netherlands. *Journal of ecology*, 394-403.
- Kooijman A., Dopheide, J., Sevink, J., Takken, I., & Verstraten, J. (1998). Nutrient limitations and their implications on the effects of atmospheric deposition in coastal dunes; lime-poor and lime-rich sites in the Netherlands. *Journal of ecology*, 511-526.
- Kuiters A.Th. 1987. *Phenolic acids and plant growth in forest ecosystems*. Ph.D. thesis VU Univ. Amsterdam 150p.
- Lancewad Plan. (n.d.). *Lancewad Plan*. Retrieved 6 14, 2014, from *Beschrijving van de regio Zuid-Texel, Noord Holland*: http://www.lancewadplan.nl/fileadmin/lancewad/pdf_files/Texel-gebiedsidentiteit.pdf
- Locher W.P. & H. de Bakker [eds] 1987. *Bodemkunde van Nederland, deel 1: Algemene Bodemkunde*. Stichting voor Bodemkartering, Malmberg Den Bosch, 349p.
- Minderman, G. & K.W.F. Leeftang 1968. The amount of drainage water and solutes from lysimeters planted with either oak, pine or natural dune vegetation or without any vegetation cover. *Plant and Soil* 28, 61-80.
- Odman A., Martensson, L., Sjöholm, C., & Olsson, P. (2011). Immediate responses in soil chemistry, vegetation and ground beetles to soil perturbation when implemented as a restoration measure in decalcified sandy grassland. *Biodivers Conserv*, 3039-3058.
- Olson J. (1958). Rates of succession and soil changes on southern Lake Michigan sand dunes. *Botanical Gazette*, 125-170.
- Protz R., G.J. Ross, I.P. Martini and J. Terasmae 1984. Rate of podzolic soil formation near Hudson Bay, Ontario. *Can. J. Soil Sci.* 64, 31-49.
- Reardon E.J., G.B. Allison and P. Fritz 1979. Seasonal chemical and isotopic variations of soil CO₂ at Trout Creek, Ontario. *J. Hydrol.* 43, 355-371.

- Ringrose J. en B. Veenstra 2017. Calcium en Calciumcarbonaat bepalingen in Duinbodem. Afstudeeropdracht 2016-2017, Hogeschool Van Hall Larenstein te Velp, 100p.
- Roberts J. (1999). Plants and water in forests and woodlands. In A. Baird, & R. Wilby. New York: Routledge.
- Roem W., & Berendse, F. (2000). Soil acidity and nutrient supply ratio as possible factors determining changes in plant species diversity in grassland and heathland communities. *Biol Conserv*, 151-161.
- Rozema J., Laan, P., Broekman, R., Ernst, W., & Appelo, C. (1985). On the lime transition and decalcification in the coastal dunes of the province of North Holland and the island of Schiermonnikoog. *Acta botanica Neerlandica*, 393-411.
- Salisbury E. (1925). Note on the edaphic succession in some dune soils with special reference to the time factor. *Journal of ecology*, 322-328.
- Sauer D., Schellmann, G., & Stahr, K. (2007). A soil chronosequence in the semi-arid environment of Patagonia (Argentina). *Catena*, 382-393.
- Sevink J. (1991). Soil development in the coastal dunes and its relation to climate. *Landscape ecology*, 49-56.
- Silva I., & Rodriguez, H. (2000). Interception loss, throughfall and stemflow chemistry in pine and oak forests in northeastern Mexico. *Tree Physiology*, 1009-1013.
- Sival F.P., A.P. Grootjans, P.J. Stuyfzand & T. Verschoore de la Houssaye 1997. Variation in groundwater composition and decalcification depth in a dune slack: effects on basiphilous vegetation. *J. Coastal Conservation* 3, 79-86.
- Stuyfzand J.M & D. Beuur 2011. Op welke manier hangt de ontkalkingsdiepte af van de afstand tot de kust en de begroeiing? Profielwerkstuk 2010/2011, Coornhert Lyceum Haarlem Klas: 6 VWO B, 76p.
- Stuyfzand P.J. 1986. Macroparameters bij duininfiltratie ; kwaliteitsveranderingen van oppervlaktewater bij kunstmatige infiltratie in de Nederlandse kustduinen. *KIWA-Meded.* 82 ,345 p.
- Stuyfzand, P.J. 1993. Hydrochemistry and Hydrology of the Coastal Dune area of the Western Netherlands. Nieuwegein. PhD thesis VU University, published by KIWA, ISBN 90-74741-01-0, <http://dare.uvu.nl/handle/1871/12716>, 366 p.
- Stuyfzand P.J. 1998. Decalcification and acidification of coastal dune sands in the Netherlands. *Water-Rock Interaction, Proc. 9th Intern. Symp. on WRI, Taupo New Zealand*, G.B. Arehart & J.R. Hulston (eds), Balkema, 79-82.
- Stuyfzand, P.J. 2003. Duurzaamheid van duininfiltratie in geochemisch perspectief. *Kiwa-rapport KWR 03-096*, 167p.
- Stuyfzand P.J. 2010. Modelling kwaliteit ondiep (duin)grondwater en ontkalking, inclusief effecten van klimaatverandering en kustuitbreiding: DUVELCHEM. *KWR-rapport BTO 2010.031(s)*, 86p.
- Stuyfzand, P.J. 2017. Observations and analytical modeling of freshwater and rainwater lenses in coastal dune systems. *J. Coastal Conservation*, 2017 Vol. 21(5), 577-593, doi:10.1007/s11852-016-0456-6.
- Stuyfzand, P.J. 2012-2019. Hydrogeochemical (HGC 2.5), for storage, management, control, correction and interpretation of water quality data in Excel spread sheet. *KWR Watercycle Research Institute, KWR-report BTO.2012.244(s)*, updated in March 2019, 100p.
- Stuyfzand, P.J. en S.M. Arens, 2015. Effecten van meteorologische condities, het kerven en kaalscheren van de zeeerepzone op de samenstelling van regenwater, bodemvocht en grondwater in de Kennemerduinen. *KWR-rapport BTO 2015.220(s)*, 170p. http://dt.natuurkennis.nl/uploads/bto_2015_220s_effect_kerven_zeereep_op_regen_bodemvocht_en_grondwater_kennemerduinen.pdf
- Stuyfzand P.J., S.M. Arens, A.P.Oost & P.K. Baggelaar 2012. Geochemische effecten van zandsuppleties in Nederland, langs de kust van Ameland tot Walcheren. *Boschap Rapport 2012/OBN167-DK*, 150p. http://dt.natuurkennis.nl/uploads/OBN167_DK_Geochemische_effecten_van_zandsuppleties_in_Nederland_klein.pdf
- Stuyfzand, P.J. & F. Lüers 1991. Samenstelling van ondiep grondwater in de Luchterduinen, met aandacht voor de interactie met duinveen. *KIWA-rapport SWE-91.016*, 66p.
- Stuyfzand P.J. & F. Lüers 1992. Bodemverzuring en herstel van kalkrijke kwel in de Luchterduinen ten westen van Hillegom. *KIWA-rapport SWE 92.027*, 42p.
- Stuyfzand P.J. & F. Lüers 2000. Balans van milieugevaarlijke stoffen in natuurterreinen met en zonder kunstmatige infiltratie. *Kiwa-Meded.* 126, 241p.
- Stuyfzand P.J. & F. Rambags 2011. Hydrologie en hydrochemie van de vier lysimeters te Castricum; Overzicht van resultaten met uitzicht op haalbaarheid van reanimatie van het lysimeterstation. *KWR-Rapport BTO 2011.020(s)*, 104p.
- Stuyfzand P.J., H. Van der Jagt & H.J. Visser 1998. Optimalisatie van geochemische analysemethoden voor watervoerende zanden; kalk, organische (kool)stof, zwavel en uitwisselbare kationen. *Kiwa-rapport KOA 98.172*, 77p.

- Stuyfzand P.J. and M. van der Schans 2018. Effects of intake interruptions on dune infiltration systems in the Netherlands, their quantification and mitigation. *Science Total Environment* 630, 757-773, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.104>
- Stuyfzand P.J., M. van der Schans, B. Wullings, W. Lemmens, C. van Rosmalen, J. van Sijl 2016. Oorzaken van neerslagvorming in pompputten van puttenveld Bergen op Zoom van Brabant Water. KWR rapport KWR 2016.102, 54p.
- Tollenaar P., & Ryckborst, H. (1975). The effect of conifers on the chemistry and mass balance of two large lysimeters in Castricum (The Netherlands). *Journal of Hydrology*, 77-87.
- van Avermaet P., van Hooste, H., & Overloop, S. (2006). Milieurapport Vlaanderen. Retrieved from Achtergronddocument 2006: www.milieurapport.be
- Van Breemen N. & R. Protz 1988. Rates of calcium carbonate removal from soils. *Can. J. Soil Sci.* 68: 449-454.
- Van Buuren U. 2017. Bedload and Suspended Sand Characteristics in a Coastal Dune System: Kennemerduinen, The Netherlands. M.Sc. thesis VU Univ. Amsterdam Fac. Earth and Life Sciences, 78p.
- Van der Sleen W.G.N. 1912. Bijdrage tot de kennis der chemische samenstelling van het duinwater in verband met de geomineralogische gesteldheid van den bodem. Ph.D.Thesis Univ. Amsterdam, Uitg. De Erven Loosjes Haarlem, 157p.
- Van der Veer G. 2006. Geochemical soil survey of the Netherlands; atlas of major and trace elements in topsoil and parent material, assessment of natural and anthropogenic enrichment factors. Ph.D thesis Utrecht University Netherlands, Netherlands Geographical Studies 347, 245p.
- Van Haperen A.M.M. 2009. Een wereld van verschil; landschap en plantengroei van de duinen op de Zeeuwse en Zuid-Hollandse Eilanden. Ph.D. thesis Wageningen Univ., 273p.
- Van Heteren S., Oost, A., van der Spek, A., & Elias, E. (2006). Island-terminus evolution related to changing ebb-tidal-delta configuration: Texel, The Netherlands. *Marine Ecology*, 19-33.
- Van Til M. en J. Mourik 1999. Hieroglyfen van het zand; vegetatie en landschap van de Amsterdamse Waterleidingduinen. Gemeentewaterleidingen Amsterdam, 272p.
- Veer M.A.C. 1991. De relatie tussen vegetatie en abiotische (bodem)parameters in 4 duinvalleien. Deel 1: Inventariserende bodemanalyse, -kartering en -voorspelling. Rapport Gemeentewaterleidingen Amsterdam, Oeco-hydrologisch onderzoek, 28p.
- Visser H.J. & P.J. Stuyfzand 1998. Analysemethoden voor kalk, organische (kool)stof, zwavel en uitwisselbare kationen in de bodem; een literatuurstudie. Kiwa-rapport KOA 98.140, 60 p.
- Voortman, B.R., Y. Fujita, R.P. Bartholomeus, C.J.S. Aggenbach and J.P.M. Witte 2015 How the evaporation of dry dune grasslands evolves during the concerted succession of soil and vegetation. *Ecohydrology*, 10(4).
- Wilson K. 1960. The Time Factor in the Development of Dune Soils at South Haven Peninsula, Dorset. *Journal of ecology*, 341-359.
- Zagwijn, W.H. 1984. The formation of the Younger Dunes on the west coast of The Netherlands (AD 1000-1600). *Geologie en Mijnbouw* 63, 259-268.

Bijlage I Locatiekaart en -data ondiepe waarnemingsputten Luchterduinen

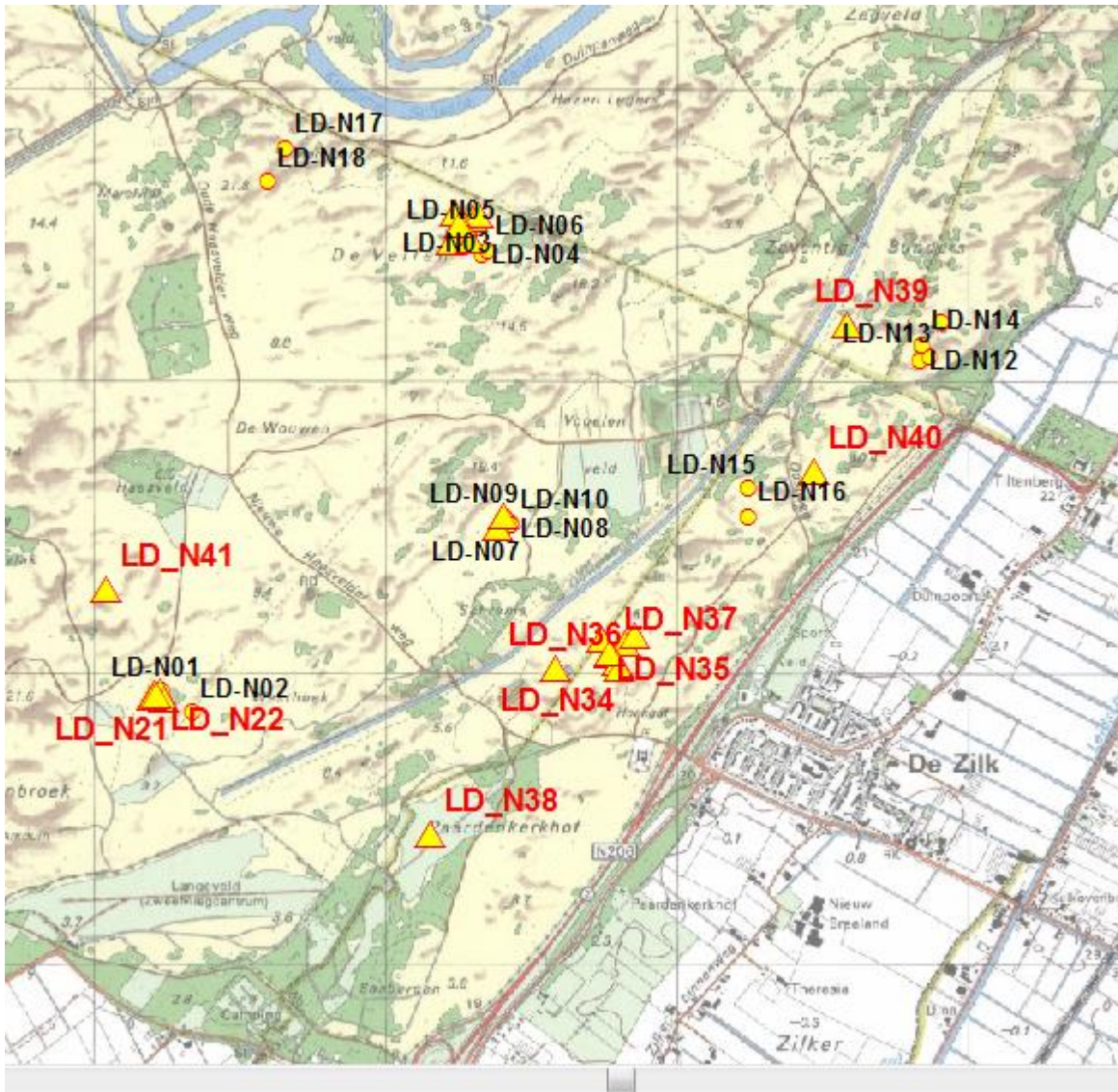
<i>Meetpunt code</i>	<i>Datum boring</i>	<i>Diepte cm-MV</i>	<i>X km</i>	<i>Y km</i>	<i>MV m+NAP</i>	<i>GWS m+NAP</i>
LN01	28-03-2018	380	95,24	479,939	6,96	180
LN02	28-03-2018	440	95,342	479,87	7,11	240
LN03	10-04-2018	450	96,309	481,554	9,06	250
LN07	10-04-2018	610	96,395	480,503	5,87	400
LN09	10-04-2018	550	96,417	480,541	5,11	330
LN19	28-03-2018	320	95,22	479,935	6,19	120
LN20	28-03-2018	380	95,25	479,916	6,69	170
LN21	28-03-2018	350	95,207	479,918	6,57	150
LN22	28-03-2018	320	95,224	479,927	6,12	120
LN23	05-04-2018	500	96,272	481,546	10	350
LN24	10-04-2018	410	96,325	481,57	8,62	210
LN25	10-04-2018	340	96,277	481,509	7,54	140
LN26	10-04-2018	430	96,251	481,581	8,72	230
LN27	10-04-2018	300	96,234	481,48	7,54	100
LN28	10-04-2018	300	96,302	481,485	7,2	100
LN29	05-04-2018	250	96,259	481,538	6,86	50
LN30	28-03-2018	500	96,778	480,063	2,39	240
LN31	28-03-2018	580	96,829	480,106	4,5	430
LN32	05-04-2018	600	96,863	480,13	4,04	400
LN33	28-03-2018	580	96,803	480,037	4,01	370
LN34	05-04-2018	600	96,803	4800,37	4,01	400
LN35	05-04-2018	680	96,752	480,118	4,83	480
LN36	05-04-2018	580	96,595	480,021	3,95	380
LN37	28-03-2018	560	96,778	480,07	3,25	300
LN38	28-03-2018	400	96,164	479,449	2,92	200
LN39	10-04-2018	650	97,588	481,2	4,07	450
LN40	10-04-2018	640	97,48	480,693	4,33	440
LN41	10-04-2018	650	95,051	480,29	9,42	400

Boring	Diepte boring (m -mv)	Traject (m -mv)	Grondsoort	Waargenomen bijzonderheden
LN01	3,80	0,40 - 1,80	Zand	Kalk 140-180
LN02	4,40	0,15 - 2,40	Zand	Kalk 230-240
LN03	4,50	0,15 - 2,80	Zand	kalk 60-250
		2,80 - 4,50	Zand	zwak schelphoudend
LN07	6,10	0,80 - 3,00	Zand	Geen kalk aanwezig in de boring
LN09	5,50	1,45 - 1,50	Zand	sterk veenhoudend
		1,50 - 1,60	Zand	Geen Kalk aanwezig in boring
LN19	3,20	0,15 - 1,20	Zand	Kalk 110-120
LN20	3,80	0,40 - 1,60	Zand	kalk 140-170
		1,60 - 2,40	Zand	zwak schelphoudend
		2,40 - 2,41	Zand	zwak schelphoudend, sterk roesthoudend
		2,45 - 3,50	Zand	zwak schelphoudend
		3,50 - 3,80	Zand	matig schelphoudend
LN21	3,50	0,20 - 1,50	Zand	Kalk 130-150
LN22	3,20	0,15 - 0,30	Zand	sporen roest
		1,90 - 1,91	Zand	sporen roest
		1,91 - 1,96	Klei	sporen roest
		1,96 - 3,00	Zand	zwak schelphoudend
		3,00 - 3,20	Zand	zwak schelphoudend, sporen roest
LN23	5,00	3,40 - 5,00	Zand	Kalk 270-350
LN24	4,10	0,10 - 2,80	Zand	zwak schelphoudend, kalk 20-210
LN25	3,40	0,35 - 1,20	Zand	Kalk 40-140
LN26	4,30	0,10 - 3,00	Zand	kalk 60-230
LN27	3,00	0,35 - 1,80	Zand	kalk 80-120
LN28	3,00	0,10 - 1,20	Zand	kalk 40-100
LN29	2,50	0,00 - 2,50	Zand	zwak schelphoudend
LN30	5,00	0,00 - 2,00	Zand	Kalk 40-200
LN31	5,80	0,70 - 4,30	Zand	Kalk 200-430
		4,30 - 5,80	Zand	zwak schelphoudend
LN32	6,00	0,40 - 2,75	Zand	Kalk 10-400
		4,00 - 6,00	Zand	zwak schelphoudend
LN33	5,80	0,50 - 3,60	Zand	Kalk 10-370
LN34	6,00	0,80 - 3,80	Zand	Kalk 110-400
LN35	6,80	1,60 - 4,30	Zand	Kalk 140-480
		4,80 - 6,80	Zand	zwak schelphoudend
LN36	5,80	1,50 - 4,00	Zand	Kalk 210-400
		4,00 - 5,80	Zand	zwak schelphoudend
LN37	5,60	1,40 - 3,00	Zand	Kalk 20-300
LN38	4,00	0,40 - 1,50	Zand	sporen roest
		1,70 - 4,00	Zand	Kalk 170-200
LN39	6,50	0,20 - 4,50	Zand	kalk 150-450
LN40	6,40	2,00 - 4,40	Zand	kalk 200-240
LN41	6,50	0,00 - 4,00	Zand	kalk 100-400
		4,00 - 6,50	Zand	zwak schelphoudend

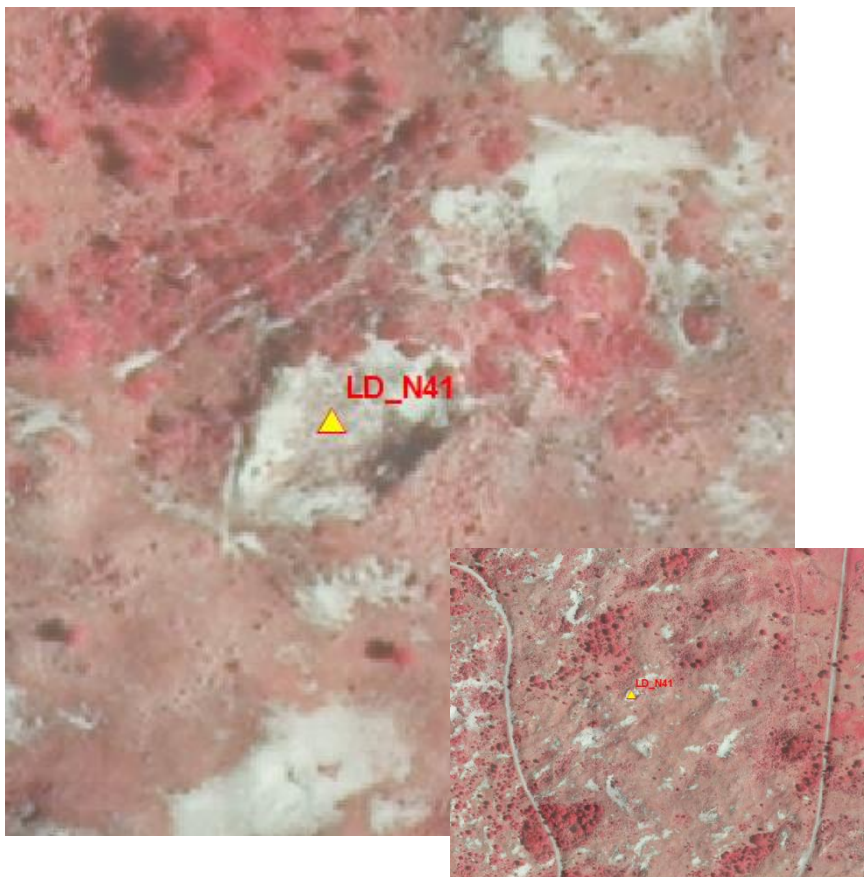
Code-def	Locatie grondwater buis	X [m]	Y [m]	Z [m+NAP]	locatie voormalig project	ook BTO stikstof	Selecte Info	stuifkuil	zone	vegetatie	helling (graden)	gr.w.st 20140214 (m-mv)
LD_N19	tijdelijke piket	95219	479935	6	DPWE stuifkuil			gestabiliseerd, kalkrijk	deflatiezone, kaal zand	geen/ nihil	3	1.1
LD_N01	tijdelijke piket	95239	479940	7	DPWE stuifkuil	Ja	LD-N01	gestabiliseerd, kalkrijk	oude bodem, ph verhoogd door instuiving doorinstuiving	gesloten duingrasland	8	1.7
LD_N20	tijdelijke piket	95249	479917	5	DPWE stuifkuil			gestabiliseerd, kalkrijk	zure oude bodem, ph niet verhoogd	gesloten duingrasland	4.5	1.4
LD_N21	tijdelijke piket	95210	479918	6	DPWE stuifkuil				oude bodem, ph verhoogd door instuiving doorinstuiving	gesloten duingrasland	7	1.1
LD_N22	tijdelijke piket	95224	479928	4	DPWE stuifkuil			gestabiliseerd, kalkrijk	jong	geen		0.6
LD_N02	geen piket, zie detail kaart	95341	479870			Ja	LD-N02					2.2
LD_N23	tijdelijke piket	96273	481550	11				actief, kalkrijk	deflatiezone, kaal zand	geen/ nihil		6.1
LD_N03	tijdelijke piket	96309	481558	9	DPWE stuifkuil	Ja	LD-N03	actief, kalkrijk	oude bodem, ph verhoogd door instuiving doorinstuiving	gesloten duingrasland, met kruipwilg?	1-7	2.6
LD_N24	tijdelijke piket	96327	481573	7	DPWE stuifkuil			actief, kalkrijk	oude bodem, ph verhoogd door instuiving doorinstuiving	gesloten duingrasland, met kruipwilg?	6-11	2.1
LD_N25	tijdelijke piket	96280	481513	8	DPWE stuifkuil	Ja	LD-N05	actief, kalkrijk	relatief zure oude bodem, pH niet verhoogd	gesloten duingrasland, met kruipwilg?	9-12	1.0
LD_N26	tijdelijke piket	96250	481583	8	DPWE stuifkuil			actief, kalkrijk	relatief zure oude bodem, pH niet verhoogd	gesloten duingrasland, met kruipwilg?, valk bij bomen	7-8	2.3
LD_N27	tijdelijke piket	96233	481482	7					??	struweel		0.9
LD_N28	tijdelijke piket	96302	481486	7					??	gesloten kort duingrasland		0.4
LD_N29	tijdelijke piket	96260	481542	8				actief, kalkrijk	net gestabiliseerd deel deflatiezone	open met kaal zand		0.8
LD_N30	tijdelijke piket	96778	480063	7				actief, kalkhoudend	deflatiezone, kaal zand	geen		2.2
LD_N31	tijdelijke piket	96831	480108	8	DPWE stuifkuil			actief, kalkhoudend	oude bodem, ph verhoogd door instuiving doorinstuiving	gesloten duingrasland	1-5	4.1
LD_N32	tijdelijke piket	96863	480130	6	DPWE stuifkuil			actief, kalkhoudend	oude bodem, ph Niet verhoogd	gesloten ruig duingrasland met bomen	1-9	3.6
LD_N33	tijdelijke piket	96803	480037	9	DPWE stuifkuil			actief, kalkhoudend	oude bodem, ph iets verhoogd door instuiving	gesloten kort duingrasland	2	3.3
LD_N34	tijdelijke piket	96811	480022	9	DPWE stuifkuil			actief, kalkhoudend	oude zure bodem	gesloten kort duingrasland	5	3.8
LD_N35	tijdelijke piket	96752	480118	4	DPWE stuifkuil			actief, kalkhoudend	oude zure bodem	gesloten kort duingrasland	9-11	4.5
LD_N36	tijdelijke piket	96595	480021	6					stabiel	struweel Meidoorn en afgestorven Berk		3.6
LD_N37	tijdelijke piket	96778	480070	4	DPWE stuifkuil			actief, kalkhoudend	deflatiezone, kaal zand	geen		3.0
LD_N07	geen piket, zie detail kaart	96394	480503			Ja	LD-N07	actief, kalkhoudend	oude bodem, ph iets verhoogd door instuiving			3.8
LD_N09	geen piket, zie detail kaart	96416	480541			Ja	LD-N09		oude zure bodem			3.2
LD_N38	tijdelijke piket	96164	479448	3	DPWE 2017 raai kalkprofiel				oude zure bodem, diep ontkalkte bodem	gesloten kort duingrasland		1.6
LD_N39	tijdelijke piket	97589	481200	6	DPWE 2014 chronosequence				jonge, gestabiliseerde bodem	open duingrasland		4.0
LD_N40	tijdelijke piket	97480	480693	9				gestabiliseerd	jonge, gestabiliseerde bodem	open duingrasland		3.7
LD_N41	tijdelijke piket	95050	480292	7				gestabiliseerd	jonge, gestabiliseerde bodem	open duingrasland		6.4

Peilbuis grondwater	X	Y	Z	ook BTO stikstof	code BTO N- mitigatie	start bodem succesie kalender jaar	ouderdom (tov 2018) jaar	zone	vegetatie	vegetatie											
										hand GPS			2017	2011	2006	2001	1990	1979	1968	1958	1938
										m	m	m	luchtfoto						veg.kaart van luchtfoto		
LD_N01	95239	479940	7	Ja	LD-N01	<1938	>80	oude bodem, in verleden instuiving	gesloten duingrasland	D	D	D	Dr	DS	Z+	D	D	D			
LD_N02	95341	479870		Ja	LD-N02	<1938	>80	oude bodem	gesloten duingrasland	D	D	D	D	DS	DS	D	D	D			
LD-N03	96309	481558	9	Ja	LD-N03	<1938	>80	oude bodem, in verleden instuiving	gesloten duingrasland	D	DS	DS	DS	S	ZS+	D?	D?	SI			
LD_N07	96394	480503		Ja	LD-N07	<1938	>80	oude bodem, in verleden instuiving	gesloten duingrasland	D	D	D	Dr	Dr	D	D	D	D			
LD_N09	96416	480541		Ja	LD-N09	<1938	>80	oude bodem	gesloten duingrasland	D	D	D	Dr	Dr	D	D	D	D			
LD_N19	95219	479935	6			#N/A	0	bijna gestabiliseerde deflatiezone, zonder bodem- ontwikkeling	open vegetatie met kaal zand	ZD	ZD	ZD	ZD	ZD	ZD	D	D	D			
LD_N20	95249	479917	5			<1938	>80	oude bodem	gesloten duingrasland	D	D	D	D	DS	DS	D?	D?	SI			
LD_N21	95210	479918	6			<1938	>80	oude bodem, in verleden instuiving	gesloten duingrasland	D	D	D	D	D	D	D	D	D			
LD_N22	95224	479928	4			1995.5	22.5	gestabiliseerde deflatiezone	open vegetatie met kaal zand	ZD	ZD	ZD	ZD	ZD	D	D	D	D			
LD_N23	96273	481550	11			#N/A	0	actieve deflatiezone	kaal zand	Z	ZD	ZD	S	SI	Z	Z/SI	SI	SI			
LD_N24	96327	481573	7			<1938	>80	oude bodem, mogelijk in verleden instuiving	gesloten duingrasland	D	D	D	Dr	Sh	D	D	D	D/S			
LD_N25	96280	481513	8	Ja	LD-N05	<1938	>80	oude bodem	gesloten duingrasland met struiken	DS	DS	DS	DS	DS	DS	D	D	D			
LD_N26	96250	481583	8			<1938	>80	oude bodem	gesloten duingrasland met struiken	DS	DS	DS	DS	DS	DS	SI	D?	SI			
LD_N27	96233	481482	7			<1938	>80	oude bodem	struweel	S	S	S	S	S	S	Sh	SI	DS			
LD_N28	96302	481486	7			<1938	>80	oude bodem	gesloten duingrasland	D	D	D	D	D	D	D	D	D			
LD_N29	96260	481542	8			#N/A	0	bijna gestabiliseerde deflatiezone, zonder bodem- ontwikkeling	kaal zand	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	D	SI			
LD_N30	96778	480063	7			#N/A	0	actieve deflatiezone	kaal zand	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	D	D			
LD_N31	96831	480108	8			<1938	>80	oude bodem, in verleden instuiving	gesloten duingrasland	D	D	D	D	ZD+	ZD+	D	D	D			
LD_N32	96863	480130	6			<1938	>80	oude bodem	gesloten duingrasland met bomen	DW	DW	Sh	Sh	Sh	Sh	Sh	D?	SI			
LD_N33	96803	480037	9			<1938	>80	oude bodem, in verleden instuiving	gesloten duingrasland	D	D	D	Dr	ZD+	D	D	D	Sh			
LD_N34	96811	480022	9			<1938	>80	oude bodem	gesloten duingrasland	D	D	D	Dr	D	DS	D	D	Sh			
LD_N35	96752	480118	4			<1938	>80	oude bodem, in verleden instuiving	gesloten duingrasland	D	D	D	Dr	ZD+	D	D	D	D			
LD_N36	96595	480021	6			<1938	>80	oude bodem	gesloten duingrasland met bomen	DW	W	W	W	W	W	Sh	Sh	Sh			
LD_N37	96778	480070	4			#N/A	0	actieve deflatiezone	kaal zand	Z	Z	Z	Z	Z	ZD	ZD	D	D			
LD_N38	96164	479448	3			<1938	>80	oude bodem	gesloten duingrasland	D	D	D	Dr	D	D	D	D	D			
LD_N39	97589	481200	6			2003.5	14.5	deflatie zone kortgeleden gestabiliseerd	open vegetatie met kaal zand	ZD	ZD	ZD	Z	Z	Z	D	D	D			
LD_N40	97480	480693	9			2008.5	9.5	deflatie zone kortgeleden gestabiliseerd	open vegetatie met kaal zand	ZD	ZD	Z	Z	Z	SI	D/SI	D/Sh	D/Sh			
LD_N41	95050	480292	7			2008.5	9.5	deflatie zone kortgeleden gestabiliseerd	open vegetatie met kaal zand	ZD	ZD	ZD	ZD	Z	D	D	D	D			

code	vegetation
Z	bare sand
ZD	bare sand + low vegetation
D	closed dune grassland
Dr	closed dune grassland with high grasses
DS	closed dune grassland with shrub (mostly Hippophae)
S	shrub (mostly Hippophaea)
SI	low shrub (mostly Hippophaea)
Sh	high shrub
W	woodland



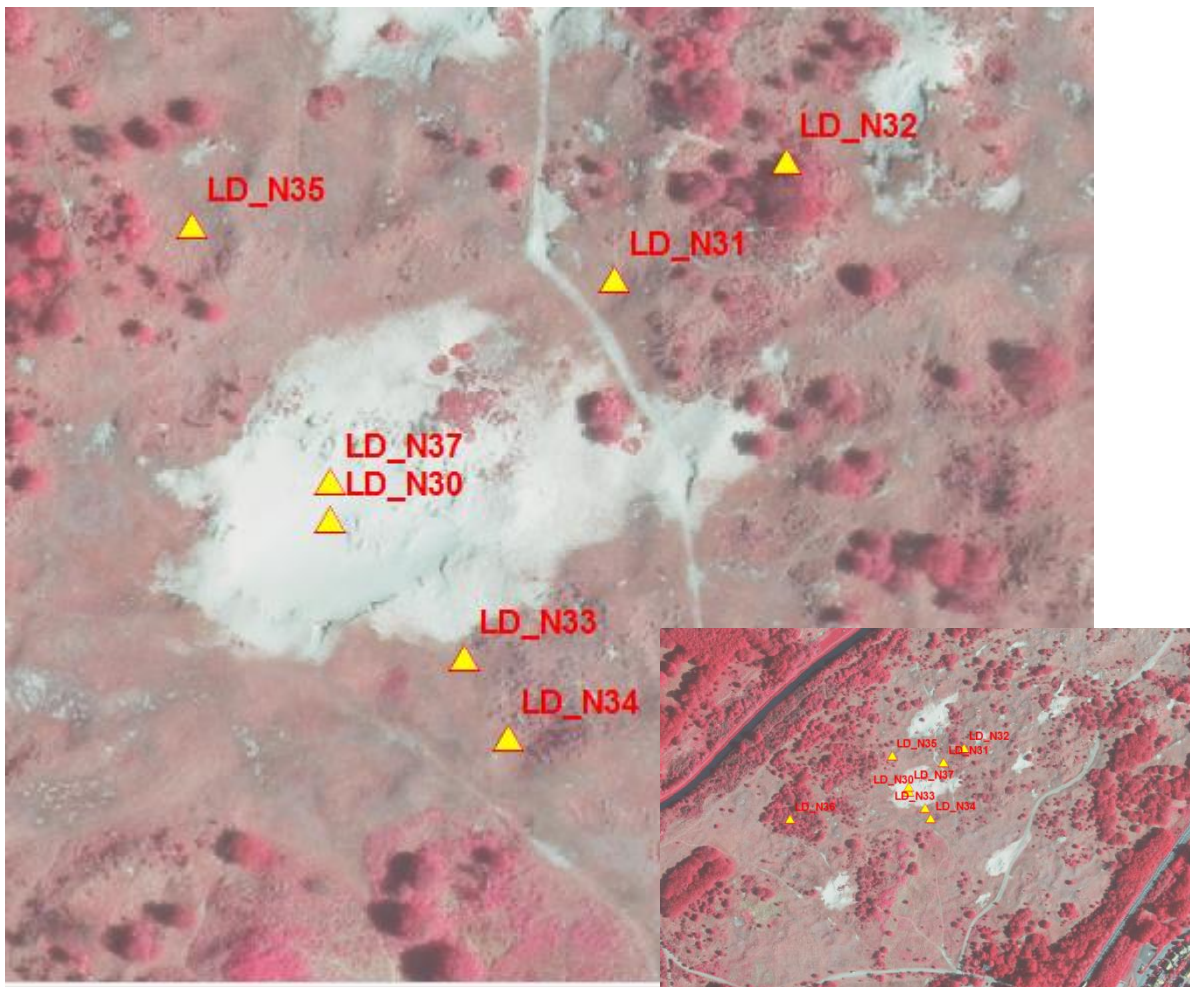
Locaties stuifkuil 21



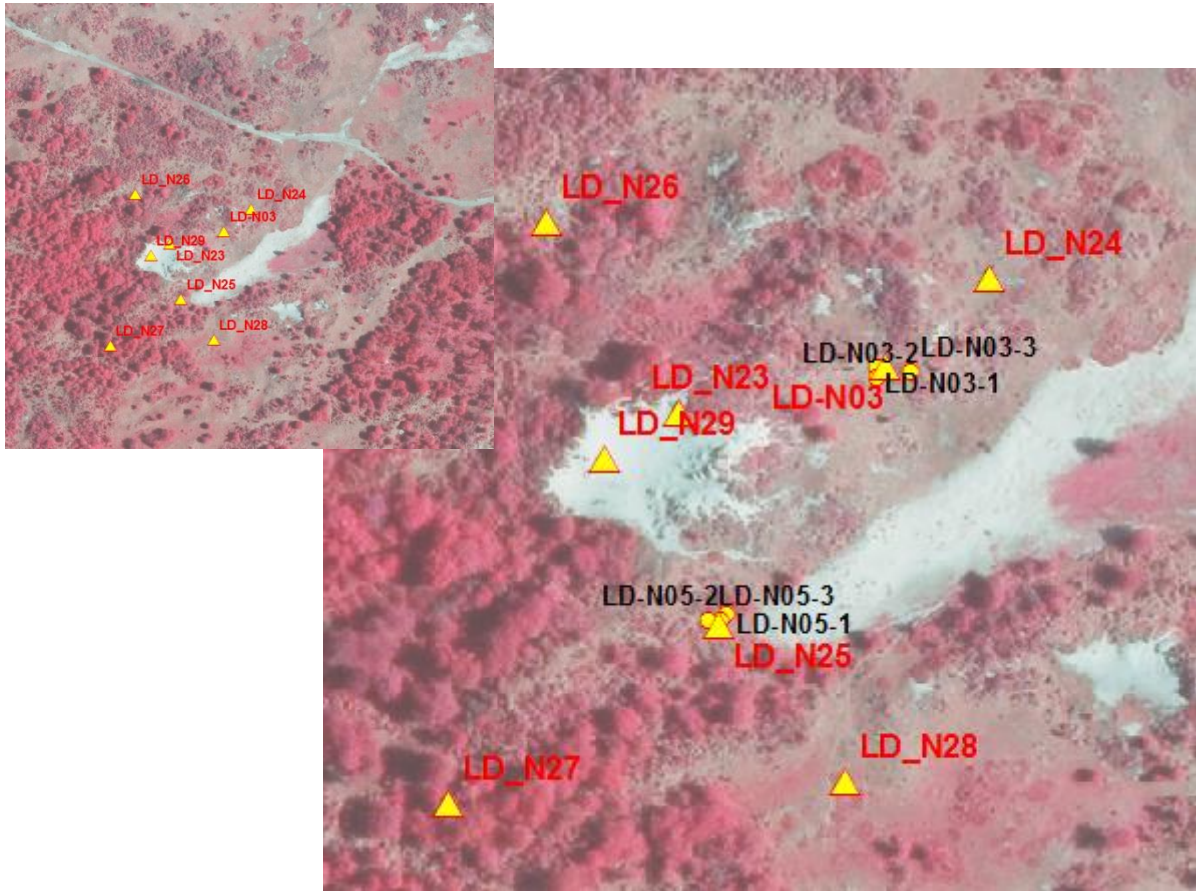
LD_N38



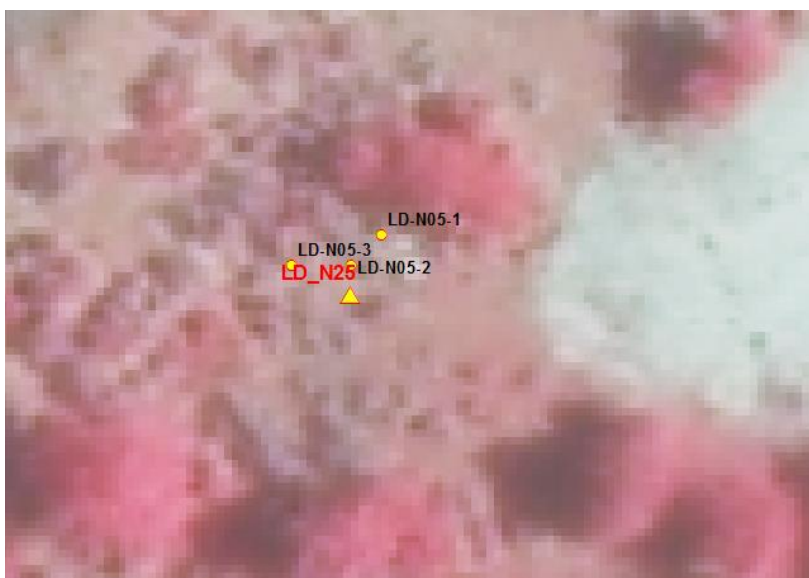
Locaties stuifkuil LD1



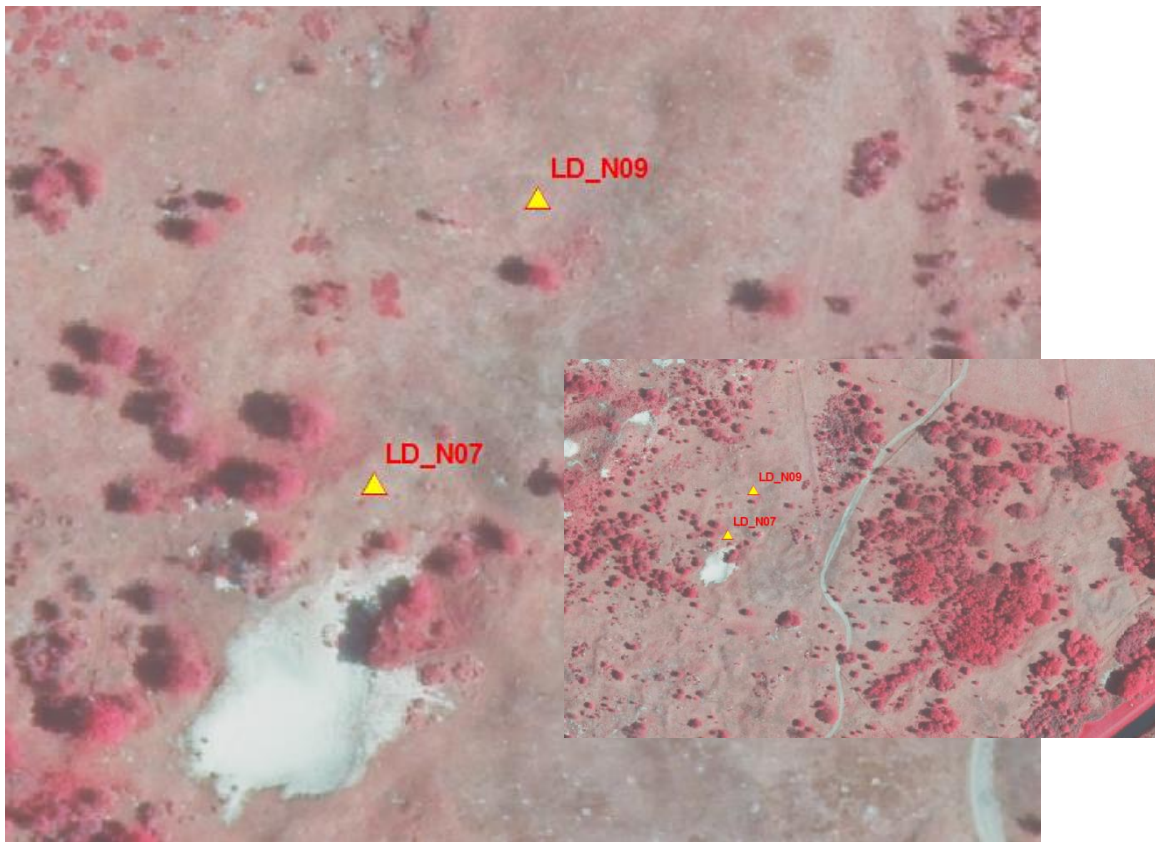
locaties stuifkuil LD9



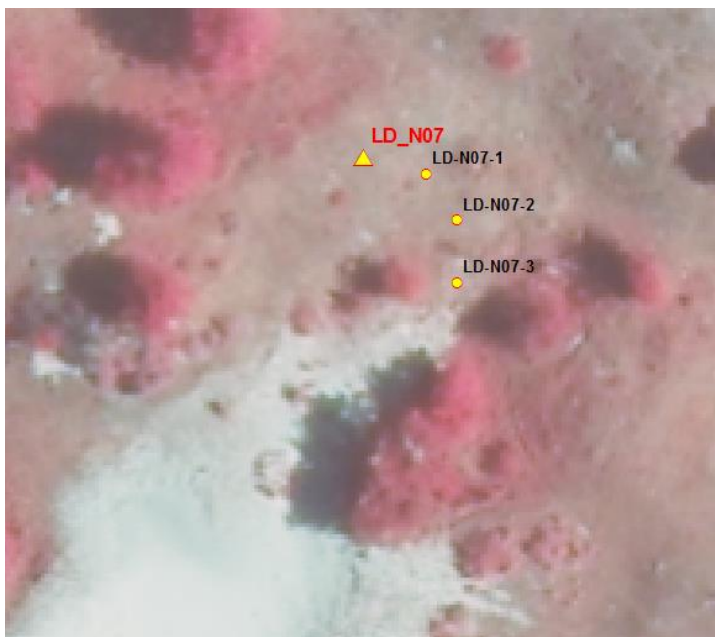
locaties stuifkuil LD9

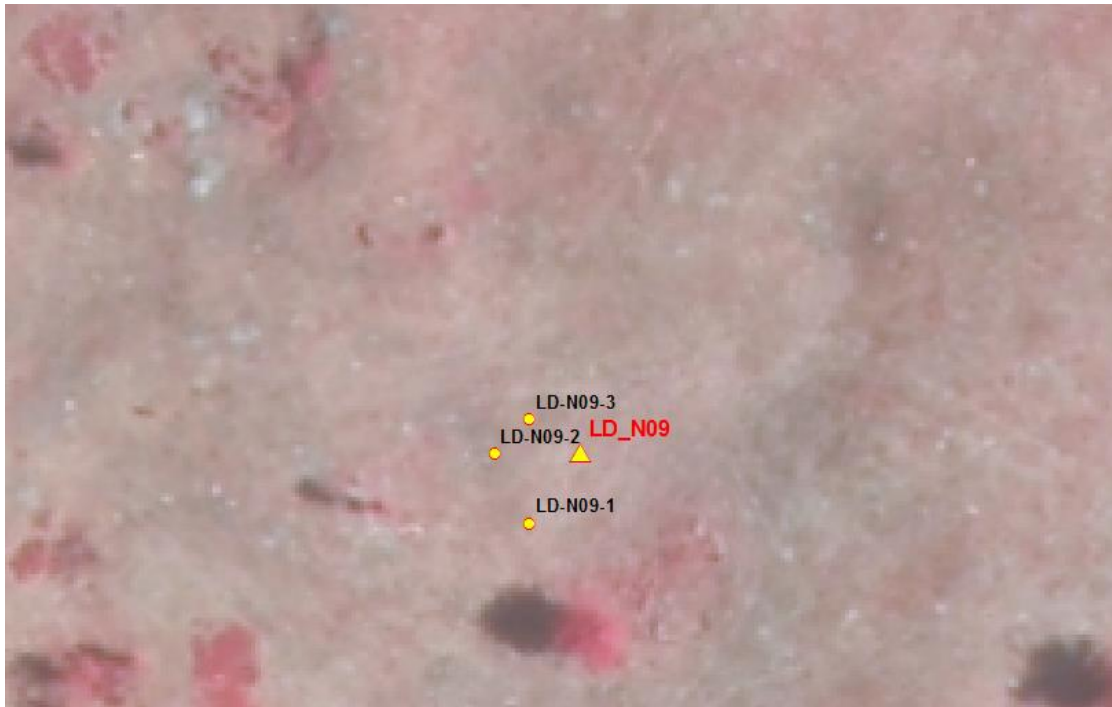


locaties stuifkuil LD30

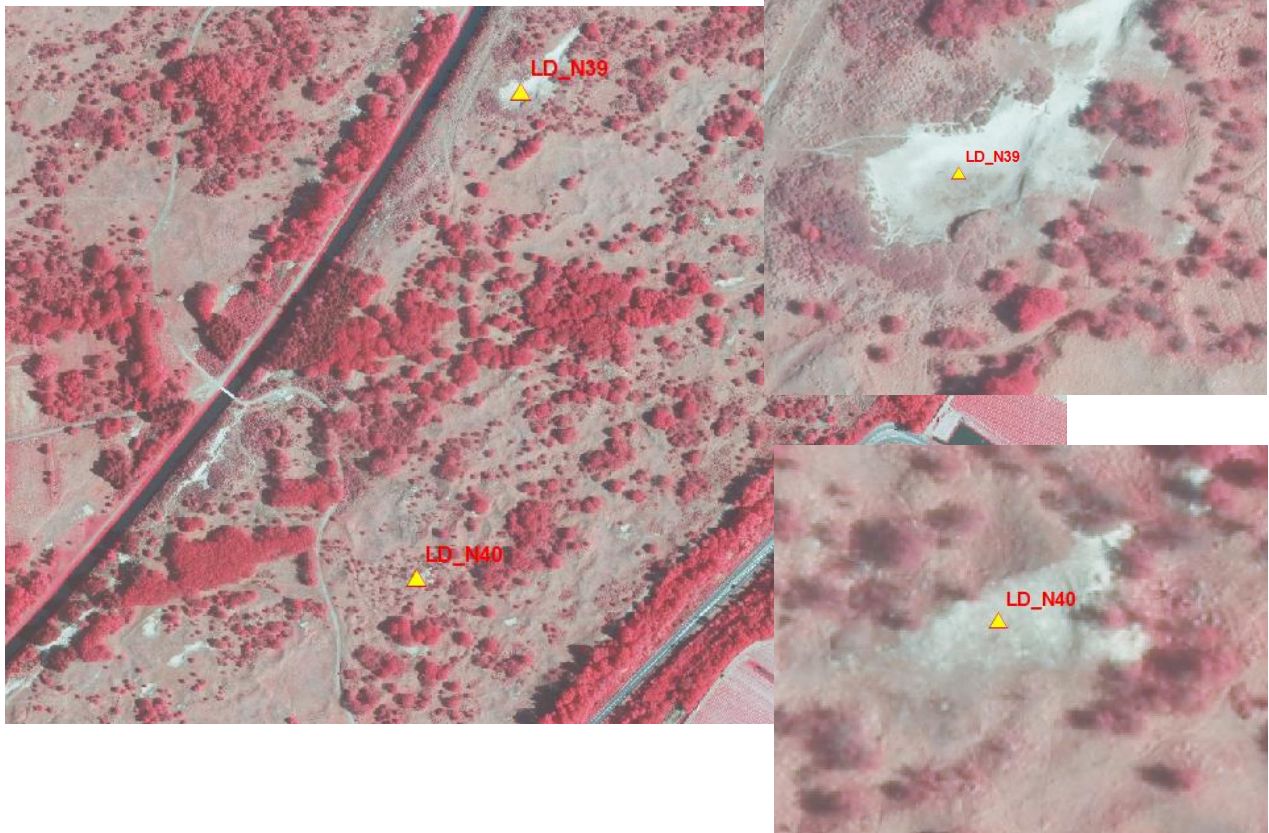


locaties stuifkuil LD30





LD_N39 en LD_N40



Bijlage II Protocol voor plaatsing van 28 ondiepe peilbuizen

Het boren

- **Schoon werken:** Op de plek wordt zo schoon mogelijk gewerkt om het natuurlijke patroon/milieu niet te verstoren. Dit geldt ook voor nabijgelegen BTO-meetpunten N-mitigatie. BTO locaties zijn te herkennen zijn aan geïnstalleerde exclusures, bestaande uit kooien van 1 m doorsnede en 0.6 m hoog (3 stuks per site). Daarom wordt op de boorlocatie met een zeil gewerkt voor de opgeboorde grond, en met emmers voor opgepompt grondwater, indien dit water nog nodig is.
- **Afstand tot exclusures:** Tijdens het werken houdt men minimaal 2 m afstand (niet lopen en daar niet werken om de bodem niet te verstoren want hier worden nog bodemonsters genomen)
- **Overgebleven grond** wordt elders gedeponeed (>30 m van de locatie, >30 m van BTO meetlocaties en >30 m van de stuifkuil (indien aanwezig)
- **Boormethode:** door het droge deel met een brede (ca 10 cm) Edelman, natte deel werken met casings en pulsboor.
- **Werkwater:** Zo min mogelijk! Er wordt alleen werkwater toegevoegd als dat voor het pulsen echt nodig is. Grondwater dat met het pulsen meekomt wordt eventueel weer herbruikt, als werkwater nodig is.
- **Boorbeschrijving profiel:** textuur, kleur !, organische lagen, ontkalkingsdiepte met bruismethode, letten op H2S geur

Plaatsing peilbuis en inrichting meetpunt

- **Peilbuis:** stijgleiding en filter van PVC of (HD)PE, ~2 duims inwendig. Verbinding filter met stijgbuis en stijgbuizen onderling via lijmen of schroefdraad met omwikkeling met fitterstape. Filter omwikkelen met filterkous en dop aan onderzijde. Schroefdop met klein gaatje aan bovenzijde peilbuis.
- **Filterlengte:** 1 meter
- **Filterstelling:** Op elke locatie, bovenkant filter op 1,0 meter beneden de actuele grondwaterstand (dus onderkant filter op 2,0 m onder de actuele grondwaterstand)
- **Afwerking:** Terug storten uitgeboorde materiaal in zelfde volgorde als het er uit kwam. Goed aanstampen met balk en voet. Afwerking met straatpotjes.
- **Inmeten:** Hoogte maaiveld en bovenkant buis met RTK GPS? Om ook de NAP hoogte nauwkeurig te hebben

Waterstand, schoonpompen en bemonstering

- **Waterstand:** Na plaatsing van de peilbuis (>1 uur na plaatsing) wordt de grondwaterstand tov bovenkant peilbuis genoteerd.
- **Schoonpompen:** Na meting grondwaterstand volgt het schoonpompen, zodanig dat met een laag debiet ongeveer 6x de inhoud van putfilter plus stijgleiding ververs is. Het water wordt geloosd op >30 m afstand.
- **Bemonstering:** Na schoonpompen wordt een watermonster genomen in een 0,5-1 liter fles (PE of glas) die tot de nok gevuld wordt. Deze flessen worden koel en donkeropgeslagen op PS Leiduin, totdat zij opgehaald worden voor analyse in lab op een beperkt pakket (EC, Cl, SO₄, HCO₃, NO₃). Als er veldmetingen gedaan kunnen worden (pH, EC, temp) dan welkom.

Randvoorwaarden:

De reguliere boorploeg van Waternet word ingezet, eventueel aangevuld met hulp van een in te huren bedrijf dat gespecialiseerd is in het plaatsen van peilbuizen en af en toe ook klussen voor KWR uitvoert in natuurgebieden. Het is aan Philip Nienhuis om dat verder exact in te vullen afhankelijk van werkcapaciteit en te realiseren doorlooptijd. Philip regelt zelf buizen en filters (ca. 2 duims) en straatpotjes