

**BIBLIOTHEEK
STARINGGEBOUW**

NN31545.1330

NOTA 1330

maart 1982

Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding
Wageningen

REDOXPOTENTIALEN EN CALCIUM IN RELATIE TOT DE
STIKSTOF- EN FOSFAATHUISHOUDING VAN DE SCHRAALGRASLANDJES
IN HET CRM RESERVAAT GROOT ZANDBRINK

drs. R.H. Kemmers en ing. P.C. Jansen

Nota's van het Instituut zijn in principe interne communicatiemid-
delen, dus geen officiële publikaties.
Hun inhoud varieert sterk en kan zowel betrekking hebben op een een-
voudige weergave van cijferreeksen, als op een concluderende discussie
van onderzoeksresultaten. In de meeste gevallen zullen de conclusies
echter van voorlopige aard zijn omdat het onderzoek nog niet is
afgesloten.
Bepaalde nota's komen niet voor verspreiding buiten het Instituut
in aanmerking

JSN 172629-01



Bij hoger pH worden betere oplosb. v. Fe²⁺ en
 Veenh.: bij 100% v. water, hogere pH → afgezien van een basische en
 lenen hogere oplosb. → hogere Eh

I N H O U D

	blz.
1. INLEIDING	1
2. HYDROLOGIE	2
3. REDOXPOTENTIALEN	3
3.1. Relatie met de afbraak van organische stof in de bovengrond	5
3.2. Relatie met grondwatersamenstelling	13
4. MINERALISATIE VAN STIKSTOF	15
5. CALCIUMBEZETTING VAN HET ADSORPTIE COMPLEX	17
5.1. Berekening Ca ²⁺ bezetting uit de pH-KCl	17
5.2. Relatie met de grondwatersamenstelling	20
5.3. Relatie met de stikstofhuishouding	24
5.4. Relatie met de fosfaathuishouding	37
6. SULFAAT IN BODEM EN GRONDWATER	40
7. SAMENVATTING	41
8. LITERATUUR	44
BIJLAGEN (2 tabellen)	46

1. INLEIDING

Onderzoek in het CRM reservaat Groot-Zandbrink naar de relatie tussen het grondwaterregime en een aantal plantengemeenschappen leverde een aantal hypothesen op, welke verder getoetst dienden te worden.

Uit het onderzoek (KEMMERS en JANSEN, 1980) kwam naar voren dat vooral de chemische samenstelling van het grondwater van invloed lijkt te zijn op bodemchemische processen, via welke de nutriënten voor de vegetatie beschikbaar komen.

Kwantitatief hydrologische aspecten als beschikbaarheid van vocht blijken een ondergeschikte rol te spelen in de verklaring van de ruimtelijke spreiding van plantengemeenschappen die voorkomen in het traject van de grondwatertrappen I en II (Jansen en Kemmers, 1980). Zelfs kunnen aanzienlijke verlagingen in de grondwaterstand van dergelijke natte milieus voorkomen zonder dat dit problemen oplevert voor de vochtvoorziening (KEMMERS, 1982).

Naast toetsing van een aantal hypothesen werd in het onderhavige onderzoek de zuurstofhuishouding in de bovengrond betrokken, welke in combinatie met zuurgraad en basenbezetting een belangrijke rol speelt bij de humificatie en mineralisatie van de organische stof.

Tenslotte werd in het voortgezette onderzoek aandacht besteed aan een verklaring voor de aanwezigheid van zeer hoge sulfaatconcentraties in het grondwater op plaatsen welke hydrologisch geïsoleerd zijn gelegen door hun ligging op een waterscheiding.

2. HYDROLOGIE

Onderzoek naar bodemvochtveranderingen in balans perioden met behulp van γ -transmissiemetingen (JANSEN en KEMMERS; 1980) leverde een goede beschrijving op van de relatie tussen het vochtdeficit en de grondwaterstand in een beekerdgrond. Deze relatie werd beschreven voor een grondwaterstandstraject van 0-90 cm -mv. Bij aanzienlijke daling van de grondwaterstand blijkt slechts een zeer geringe verandering in het vochtdeficit op te treden, hetgeen wordt toegeschreven aan zeer goede capillaire eigenschappen van het profiel. Dankzij deze eigenschap kon de grondwaterstand ter plaatse ± 30 cm zakken sinds de 50-er jaren zonder problemen ten aanzien van de vochtvoorziening.

Voortgezette metingen in droge prioden waarin de grondwaterstand tot extreem lage standen wegzakte gaf inzicht in de relatie tussen het vochtdeficit en de grondwaterstand in een traject beneden de 90 cm -mv. (JANSEN en KEMMERS, 1982). In dit traject blijkt een exponentieel verloop in de vochtafname op te treden met een vrij duidelijk gemarkeerd omslagpunt (fig. 1).

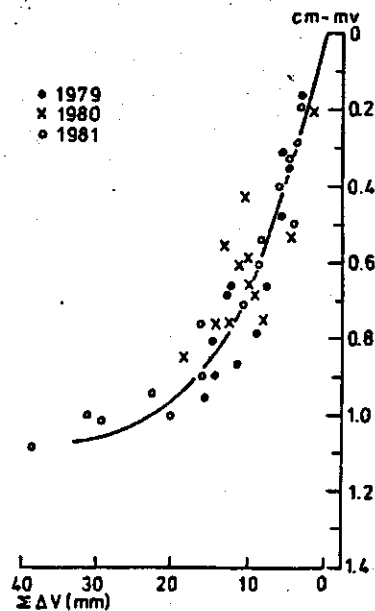


Fig. 1. Relatie tussen de grondwaterstand en de gesommeerde vochtverandering van een beekerdgrond

Dit omslagpunt kan worden beschouwd als een zeer kritische grens waarbeneden de capillaire flux vanuit het grondwater sterk terugloopt.

Dit resultaat sluit goed aan bij dat van het onderzoek in beekerdgronden van enkele natuurgebieden in de Gelderse Achterhoek (BOTH en VAN WIRDUM, 1981), waarbij met een modelberekening (UNSAT) de produktieverlaging van grasland werd gesimuleerd in afhankelijkheid van verlagingen in de gemiddelde voorjaars (GVG) en gemiddelde laagste (GLG) grondwaterstand. Bij een daling van de grondwaterstand in de orde van grootte van 50 cm treedt slechts een zeer geringe produktieverlaging op. Bij sterkere grondwaterstands-dalingen treden aanzienlijk grotere produktieverliezen op.

3. REDOXPOTENTIALEN

In het Z.W. schraalland werden op een drietal plaatsen redox-potentialen gemeten op een diepte van 20 en 100 cm -mV (zie fig. 2). Hiertoe werden platina elektroden via een sonde in de grond aangebracht. Tijdens het onderzoek, dat begin maart startte, bleef de sonde permanent in de grond aanwezig, zodat eventuele O₂ insluiting hooguit tijdens de eerste metingen enige verstoring van de meetresultaten heeft veroorzaakt.

Als referentie werd een calomel electrode gebruikt. De gemeten potentialen werden gecorrigeerd ten opzichte van de standaard waterstafelectrode door er 241 mV bij op te tellen.

Redox potentialen geven inzicht in het verloop van reductie- en oxidatie processen, welke optreden bij de afbraak van organisch materiaal. Bij deze afbraak komen elektronen vrij (oxidatie), welke weer door een acceptor worden opgenomen. Als elektronen acceptor komen verschillende componenten in aanmerking. De belangrijkste hiervan zijn: O₂, NO₃⁻, Mn³⁺, Fe³⁺, SO₄²⁻, CO₂ en H⁺, welke in deze volgorde bij steeds lagere redoxpotentiaal in hun gereduceerde vorm overgaan (SCHEFFER en SCHACHTSCHABEL, 1976).

In de literatuur worden potentiaal trajecten vermeld waarbinnen de verschillende componenten als elektronen acceptor (reductor)
oxidator

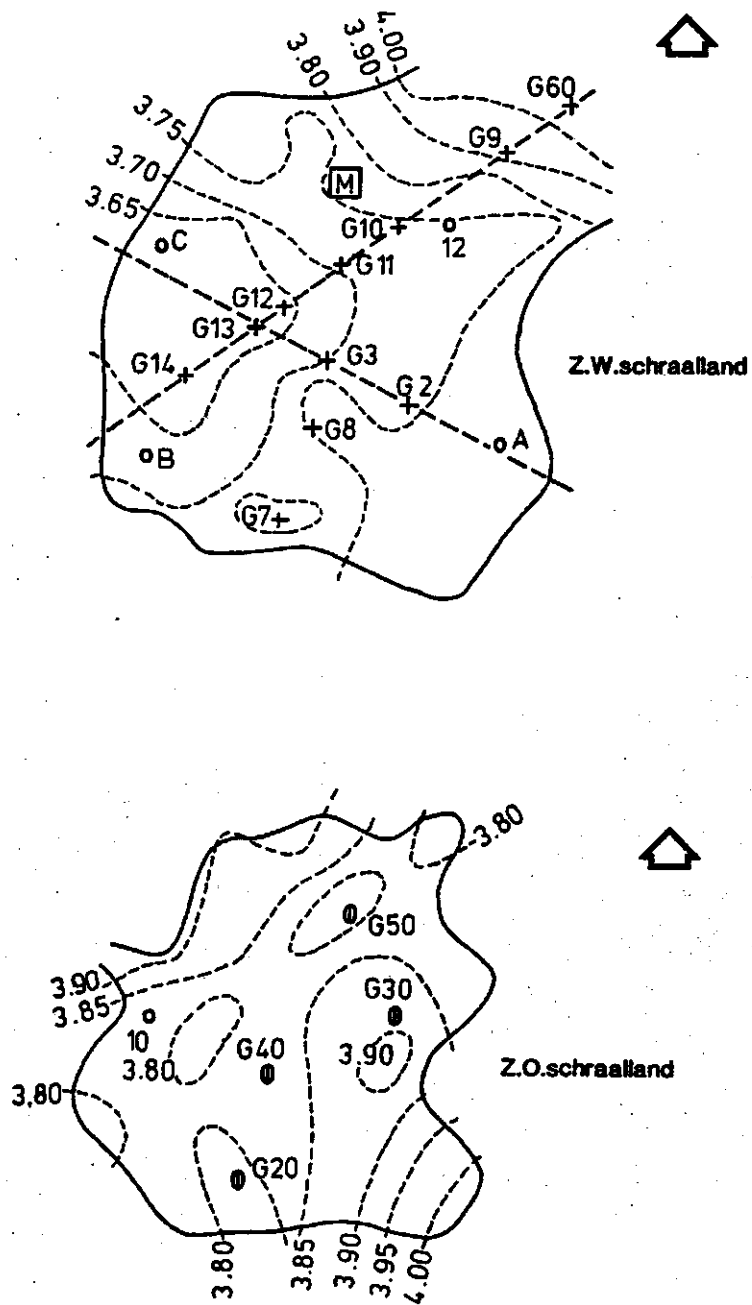


Fig. 2. Locaties van monsterpunten in relatie tot de hoogteligging van het maaiveld in de twee schraalgraslandjes

optreden (TAKAI en KAMURA, 1966, HOEKS, 1972, SCHEFFER en SCHACHT-SCHABEL, 1976).

In tabel 1 zijn deze trajecten, ontleend aan HOEKS (1972) weergegeven.

Tabel 1. Reductie processen in relatie tot redoxpotentiaal

Reductie	Redoxpotentiaal (mV)
O_2	600 - 330
NO_3^-	500 - 200
Mn^{3+}	400 - 200
Fe^{3+}	300 - 100
SO_4^{2-}	0 - -150
CO_2	-150 - -220
H^+	-150 - -220

Daar bij reductie H^+ -ionen worden opgenomen en bij oxidatie H^+ -ionen vrijkomen zijn redoxprocessen bovendien pH-afhankelijk. Theoretisch stijgt de redoxpotentiaal met 59 mV bij een daling van één pH eenheid.

Goed geaëreerde grond wordt verondersteld bij een pH van 6 resp 7 een redoxpotentiaal te bezitten van ± 570 mV respectievelijk ± 510 mV. Het $O_2\%$ blijkt globaal met een factor 100 af te nemen voor elke daling van de redoxpotentiaal met 60 mV (BAKKER, 1980). Dit betekent dat bij een redoxpotentiaal van 390 mV ($=510 - (2 \times 60)$) en een pH van 7 nog slechts $20 \times 10^{-4}\%$ O_2 in de bodem aanwezig is. De detectiegrens voor O_2 wordt geacht te zijn gelegen bij 330 mV ($=20 \times 10^{-6}\%$ O_2).

3.1. Relatie met de afbraak van organische stof in de bovengrond

In fig. 3, 5 en 6 zijn de resultaten van de metingen van de redox potentiaal op een diepte van 20 cm -mv weergegeven. Tevens is het verloop van de grondwaterstand aangegeven. De metingen beslaan een periode van één hydrologische jaarcyclus. Onduidelijkheid bestaat

over de waarden van de pH tijdens de metingen. Op grond van bodemchemisch en hydrochemisch onderzoek (KEMMERS en JANSEN, 1980) kan gesteld worden dat de pH-waarde minimaal 6 (pH bodem) en maximaal 7 (pH grondwater) zal bedragen. Dit heeft tot gevolg dat de redoxpotentiaal theoretisch een afwijking kan hebben in de orde van grootte van 59 mV. Bij de bespreking van de resultaten zal, tenzij anders vermeld, van de reële veronderstelling worden uitgegaan dat de pH-waarde 7 bedraagt.

Locatie A

In de periode maart tot begin juni schommelt de redoxpotentiaal rond de +200 mV. Voor het verloop van redoxprocessen kan bij deze potentiaal slechts het Fe^{3+} ion als reductor optreden, waardoor het Fe^{2+} ion gevormd wordt. (Fig. 3).

Zouten van tweewaardig ijzer zijn in hun algemeenheid beter oplosbaar dan die van driewaardig ijzer. De mobiliteit van fosfaten kan derhalve toenemen bij overgang van ferri- naar ferrofosfaten.

Bij een pH van 7 is, in aanwezigheid van het HCO_3^- en het SO_4^{2-} ion volgens HEM (1960) de maximale concentratie van het Fe^{2+} -ion tussen de 0,1 en 0,01 ppm gelegen, wat zeer gering is (zie fig. 4).

De redoxpotentiaal loopt begin juni snel op tot ruim boven de +500 mV. Het dalen van de grondwaterstand resulteert in een toetreding van O_2 in de bodem.

Met uitzondering van een korte natte periode in begin juli blijft de redoxpotentiaal tot half oktober waarden boven de +400 mV behouden. Gesteld kan worden dat in deze periode voldoende O_2 beschikbaar is voor mineralisatie processen, waarbij NO_3^- en PO_4^{3-} vorming optreedt. Het is zeer goed mogelijk dat tijdens de korte perioden waarin de redoxpotentiaal beneden de +450 mV daalt, de gevormde NO_3^- weer wordt gereduceerd door tijdelijke armoede aan O_2 (minder dan 0,2% O_2).

In deze periode met hoge redoxpotentialen worden de in het voorjaar gevormde ferro-verbindingen weer geoxideerd tot ferri-verbindingen.

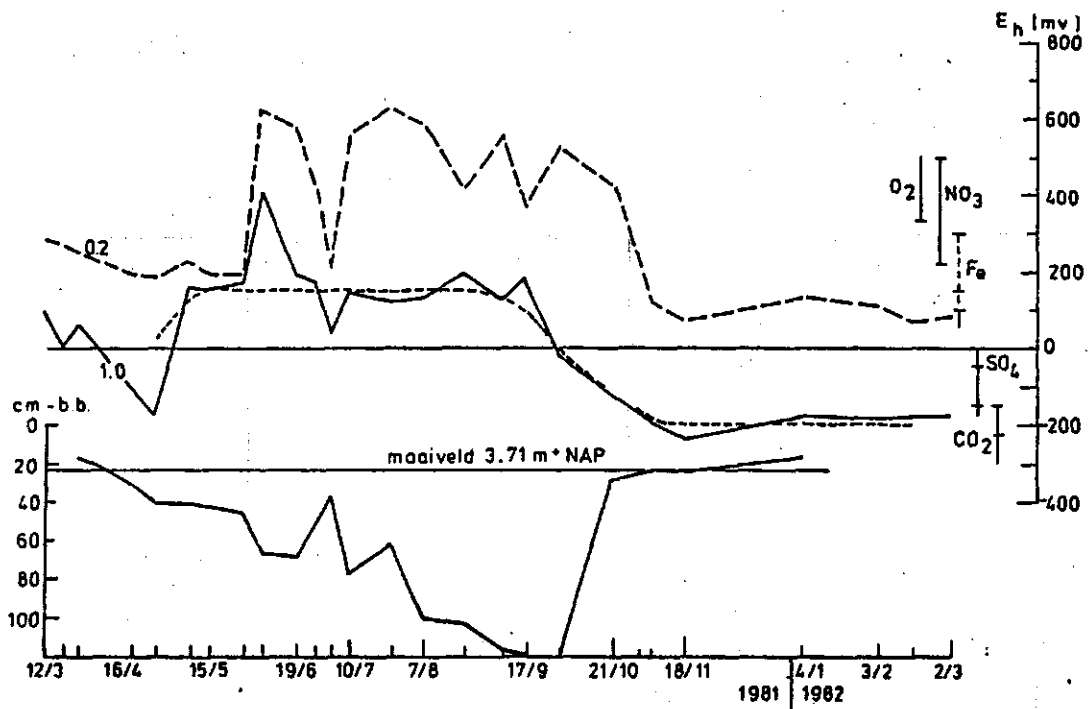
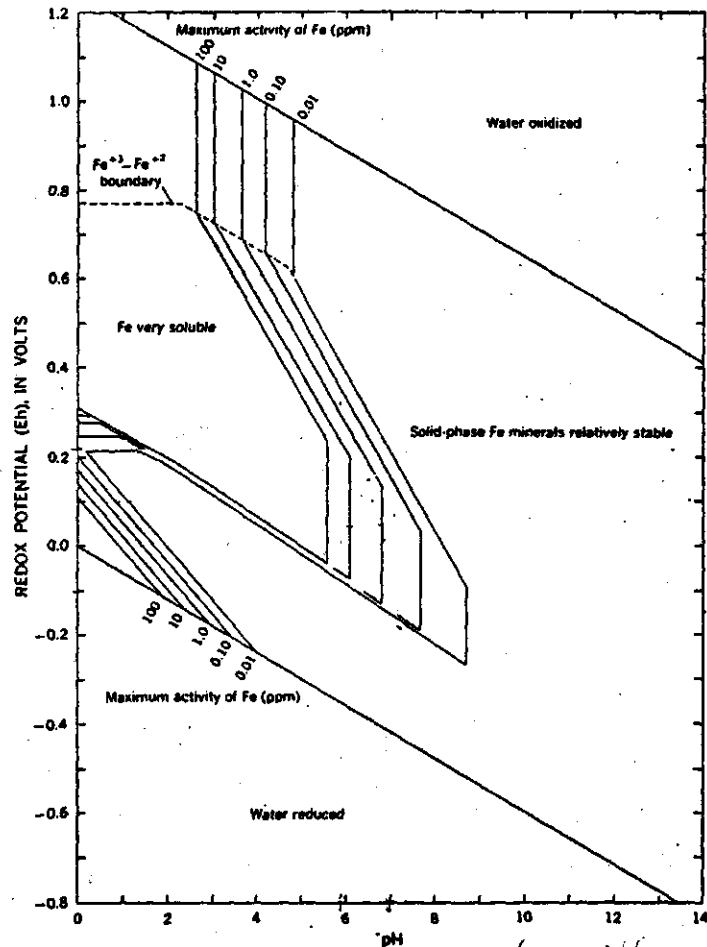


Fig. 3. Redox potentialen en grondwaterstanden van locatie A in de loop van een jaar

Dit pH verloop wordt ook afgeleid uit de redoxpotentiaal van de
 opgeloste zwavel- en carbonaatverbindingen die in het systeem
 aanwezig zijn.

Bij lagere pH en hogere redoxpotentiaal wordt



pH verloop wordt ook afgeleid uit de redoxpotentiaal van de opgeloste
 zwavel- en carbonaatverbindingen die in het systeem aanwezig zijn.

Fig. 4. Activiteit van opgelost ijzer in relatie tot redoxpotentiaal en zuurgraad bij aanwezigheid van opgeloste zwavel- en carbonaatverbindingen (naar HEM, 1960)

Vanaf half oktober daalt de redoxpotentiaal naar een niveau van ongeveer +100 mV waarbij het ferri-ferro-systeem in werking treedt. De daling van de redoxpotentiaal gaat gepaard met een stijging van de grondwaterstand.

Locatie B

In grote lijnen vertoont de redoxpotentiaal op deze plaats hetzelfde verloop als bij locatie A (fig. 5). De fluctuaties zijn echter sterker.

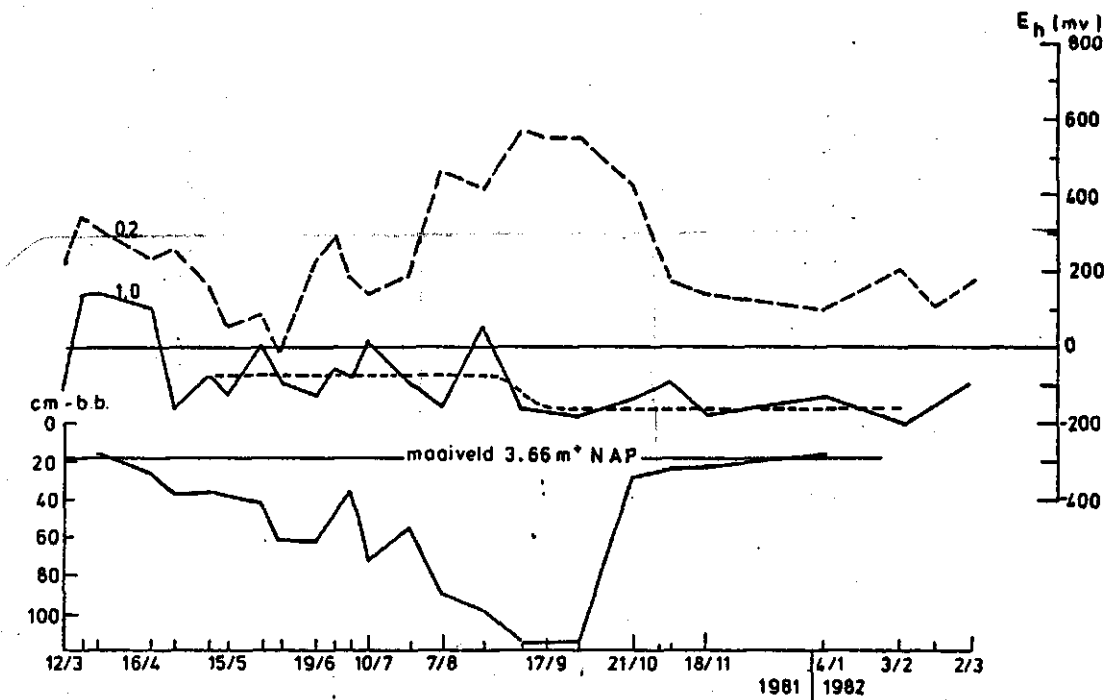


Fig. 5. Redoxpotentialen en grondwaterstanden van locatie B in de loop van een jaar

Tot begin juni is een geleidelijke daling in de redoxpotentiaal van +300 mV naar 0 mV aanwezig. Dit is het traject waarbinnen 3-waardig ijzer wordt gereduceerd. De daling van de potentiaal duidt op een omzetting van ferri in ferro. Begin juni lijkt alle ijzer in gereduceerde vorm voor te komen.

In aanwezigheid van HCO_3^- , SO_4^{2-} en bij een pH-waarde van 6 (KEMMERS en JANSEN, 1980) kan het Fe^{2+} -ion voorkomen in een maximale concentratie van 10-100 ppm (zie fig. 4). De beschikbaarheid van fosfaat kan hier derhalve aanzienlijk groter zijn dan bij locatie A.

Vanaf begin juni loopt de redoxpotential bij dalende grondwaterstand op. Deze stijging gaat na de natte periode in begin juli door tot een niveau van 450-550 mV. Evenals bij locatie A is voldoende O_2 beschikbaar voor mineralisatieprocessen waarbij NO_3^- en PO_4^{3-} ontstaan. In deze periode wordt tevens de in het voorjaar gevormde Fe^{2+} weer geoxideerd tot Fe^{3+} . De in de zomer gevormde PO_4^{3-} wordt gefixeerd door Fe^{3+} tot onoplosbare ijzer (III) fosfaat.

In het volgend voorjaar kan deze fosfaat volgens het bovenbeschreven reductieproces, voor de vegetatie beschikbaar komen.

De in de zomer gevormde NO_3^- kan tijdens natte perioden weer worden gereduceerd. Vanaf half oktober daalt de potential weer naar een niveau tussen +100 en +200 mV.

Locatie C

De metingen tot eind maart geven enkele fluctuaties te zien, welke moeilijk zijn te interpreteren. Mogelijk zijn dit storingen welke het gevolg zijn geweest van het plaatsen van de potentialsondes. Vanaf april tot begin juni worden zeer lage redoxpotentialen gemeten rond een niveau van -150 mV (fig. 6). In dit traject is het SO_4^{2-} de enige in aanmerking komende reductor, waardoor S^{2-} vorming kan optreden. Chemische analyses van het grondwater toonden aan dat SO_4^{2-} op deze plaats voorkomt in een concentratie van 10-30 mg/l (KEMMERS en JANSEN, 1980). In deze periode waarin ijzer slechts in gereduceerde vorm kan voorkomen kan vorming van pyriet-achtige verbindingen optreden.

Vanaf begin juni treedt bij een dalende grondwaterstand een stijging van de redoxpotential op. Korte perioden met een stijgende grondwaterstand tengevolge van een neerslagoverschot, vertonen tijdelijke dalingen in de redox potential.

Vanaf begin augustus stijgt de redoxpotential tot een niveau van maximaal +220 mV. Geconcludeerd moet worden dat op deze locatie permanent anaerobe omstandigheden heersen op een diepte van 20 cm -mv en dat mineralisatie processen waarbij NO_3^- en PO_4^{3-} vrijkomen, niet plaatsvinden. De afbraak van organisch materiaal moet onder anaerobe omstandigheden plaatsvinden. Wat betreft de stikstofhuishouding kan slechts vorming van NH_4^+ verwacht worden tengevolge van het anaerobe

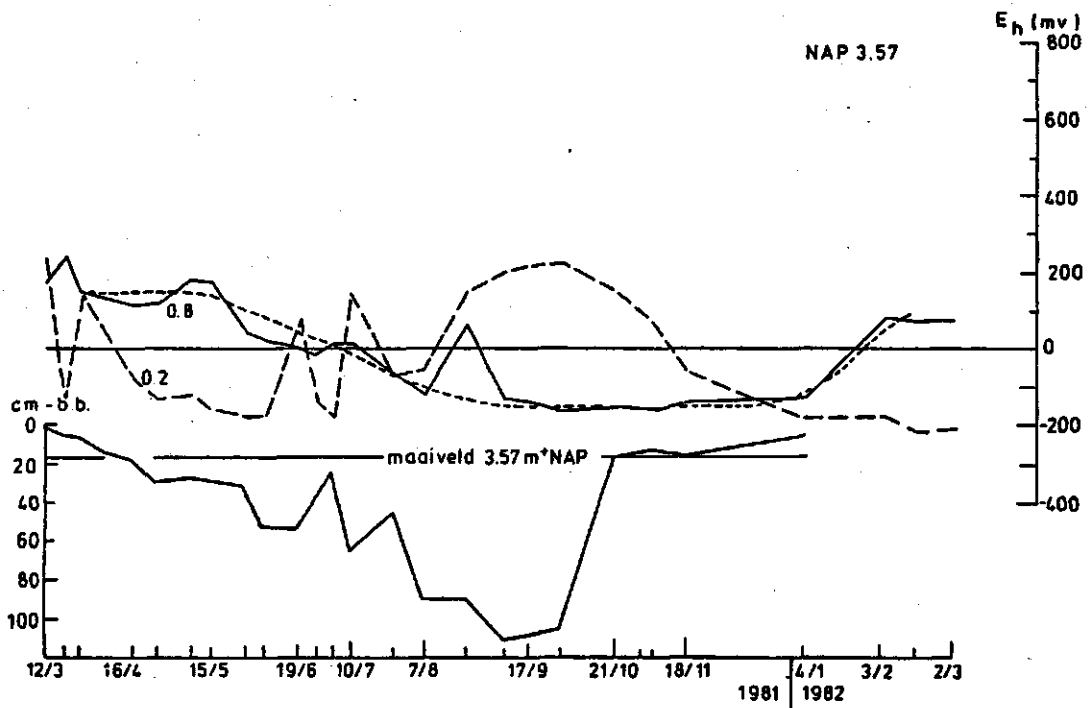


Fig. 6. Redoxpotentialen en grondwaterstanden van locatie C in de loop van een jaar

ammonificatie proces. Als reductor komt het Fe^{3+} in aanmerking. Bij een pH van 7 en redoxpotentialen lager dan +180 mV kan ijzer slechts in gereduceerde vorm voorkomen (zie fig. 4). Bij stijging van de redoxpotentiaal tot +220 mV kan chemische oxidatie van Fe^{2+} tot Fe^{3+} plaatsvinden. Dit Fe^{3+} wordt echter onmiddellijk weer gereduceerd tot Fe^{2+} daar het Fe^{3+} ion als acceptor fungeert van elektronen die bij de afbraak van organisch materiaal vrijkomen.

De sterk anaerobe omstandigheden bij locatie C lijken goed te kunnen worden verklaard uit de relatie tussen het vochtdeficit en de grondwaterstand (hfdst. 2). De iets hogere maaiveldsligging van A en B lijkt een oorzaak van een betere O_2 voorziening.

Op grond van de genoemde relatie, waarbij een sterke vochtafname plaatsvindt bij grondwaterstanden dieper dan $\pm 0,90$ cm -mv, moet rekening worden gehouden met een sterke toename van de O_2 -voorziening indien de grondwaterstand dieper dan 90 cm -mv wegzakt. De zuurstofvoorziening en de daarmee samenhangende mineralisatie wordt derhalve in hoge mate bepaald door het niveau van de laagste zomergrondwaterstanden.

Conclusie

De locaties A en B zijn in de zomer voldoende aerob voor het verlopen van mineralisatie processen, waarbij NO_3^- en PO_4^{3-} worden gevormd. De fosfaten kunnen in de zomer door Fe^{3+} worden gefixeerd. In de voorjaarsperiode kunnen geringe hoeveelheden fosfaat worden gemobiliseerd doordat Fe^{3+} zouten tot Fe^{2+} zouten worden gereduceerd.

Voor locatie B kan de beschikbaarheid van fosfaten aanzienlijk groter zijn doordat de gereduceerde Fe^{2+} zouten beter oplosbaar zijn dankzij een lagere pH-waarde.

Locatie C is permanent anaerob, zodat mineralisatie processen niet verlopen en geen NO_3^- en PO_4^{3-} vorming optreedt. Stikstof kan slechts beschikbaar zijn in de vorm van NH_4^+ doordat ammonificatie onder anaerobe omstandigheden verloopt. In de zomerperiode treedt het ferri ion als reductor op.

3.2. Relatie met grondwatersamenstelling

In de figuren 3, 5 en 6 zijn tevens de resultaten weergegeven van potentiaalmetingen op een diepte van 1 m -mv. Een grove interpretatie van de resultaten lijkt slechts mogelijk.

Locatie A

Er blijkt een duidelijke jaar cyclus in de redoxpotentiaal op te treden. Begin mei stijgt de potentiaal tot een waarde van ongeveer +150 mV. Dit niveau blijft min of meer constant tot half september, waarna de potentiaal terugvalt tot een niveau van ongeveer -200 mV, waarbij SO_4^{2-} als reductor optreedt. Deze daling zet in op een moment ruim voordat de grondwaterstand ter plaatse weer begint te stijgen, zodat de potentiaaldaling niet in verband lijkt te staan met anaerobi. Wel treedt de potentiaaldaling in op het moment van de laagste grondwaterstand, als kennelijk de interne watermassa van het reservaat is afgevoerd. Het is aannemelijk dat vanaf dat moment de sonde in contact treedt met het regionale grondwater dat getypeerd wordt door een hoog SO_4^{2-} aandeel (KEMMERS en JANSEN, 1980). De vraag naar een reductor is ten gevolge van oxidatieprocessen aanwezig. Indien een reductor beschikbaar komt (SO_4^{2-}) dan vindt onmiddellijk reductie plaats waardoor de redoxpotentiaal daalt.

Locatie B

Op deze plaats is geen duidelijke periodiciteit in de redoxpotentiaal aanwezig. Wel is een tendens tot een schommeling rond iets hogere potentialen (-75 mV) waar te nemen in de periode april tot september. Vanaf september liggen de potentialen rond de -150 mV. Deze verlaging treedt op vanaf het moment van de laagst voorkomende grondwaterstand, als de interne watermassa van het reservaat is afgevoerd. Naar analogie van locatie A is dit verschijnsel te verklaren door aan te nemen dat de sonde vanaf dat moment in contact komt met het regionale sulfaatrijke grondwater.

Gezien de lage redoxpotentialen gedurende het gehele jaar lijkt het SO_4^{2-} houdende regionale water een permanente invloed te hebben.

Locatie C

Op deze locatie is een duidelijke periodiciteit waarneembaar. Laagste potentialen treden op vanaf het moment dat de laagste grondwaterstanden voorkomen. Ook dit lijkt samen te hangen met contact met het regionale watertype in de zomer. In de loop van januari stijgt de potentiaal naar een niveau rond de +150 mV. Dit niveau blijft gehandhaafd tot eind mei waarna een geleidelijke daling naar het lage potentiaal niveau optreedt. In de periode januari - mei is de redoxpotentiaal op 1 m -mv hoger dan die vlak onder het maaiveld (20 cm -mv). Blijkbaar verlopen in de ondergrond geen afbraakprocessen in de winter. De vraag naar een reductor is niet aanwezig. Het grondwater is in deze periode minder gereduceerd waardoor de redoxpotentiaal op een hoger niveau ligt.

Conclusie

In de ondergrond van het Z.W. schraalland is een periodiciteit in de redoxpotentiaal aanwezig, waarbij de lage potentialen optreden vanaf het moment met de laagste grondwaterstanden als de interne watermassa van het reservaat is afgevoerd. De redoxpotentiaal bevindt zich in een bereik waarbij SO_4^{2-} gereduceerd wordt tot sulfide. In deze periode wordt de redoxpotentiaal gestuurd door de chemische eigenschappen van het regionale water.

In de loop van de winter of zelfs het voorjaar stijgen de redoxpotentialen naar hun maximale waarden. Deze stijging vindt plaats doordat afbraakprocessen van organische stof in de winter worden vertraagd zodat de vraag naar reductor afneemt. Het water wordt minder gereduceerd. De waarde van de maximale potentiaal is afhankelijk van de chemische eigenschappen van het locale water. Op sommige plaatsen kan een langdurige inversie optreden, waarbij de redoxpotentialen vlak onder het maaiveld aanzienlijk lager zijn dan op een diepte van 1 m -mv.

De metingen van de redoxpotentialen op een diepte van 1 m -mv lijken de veronderstelling te bevestigen dat het Z.W. schraalland in de zomerperiode door een regionale SO_4^{2-} houdende grondwaterstroom wordt beïnvloed. Deze regionale stroom wordt in de winterperiode verdrongen door grondwater van locale herkomst.

4. MINERALISATIE VAN STIKSTOF

Teneinde het inzicht in de N-huishouding te verdiepen werd onderzoek gedaan naar de omvang van de N-mineralisatie in een aantal perioden tijdens het groeiseizoen. De locatie van dit experiment is aangegeven in fig. 2. De maaiveldhoogte ter plaatse bedraagt ongeveer 3,75 m +NAP.

Op een viertal tijdstippen in het groeiseizoen werden bodemonsters (0-5 cm -mv) verzameld, van grove worteldelen ontdaan en gemengd. Een gedeelte van dit verzamelmonster werd in polyethyleen zakjes gedaan (duplo) en ter incubatie onder veldomstandigheden ingegraven op een diepte van 5-10 cm -mv (ZÖTTL, 1960). Van het tweede gedeelte van het verzamelmonster werden N-tot, N-min en N-NH₃ bepaald. Deze gehalten werden als uitgangssituatie beschouwd.

Na een incubatieperiode van 6 weken werd de inhoud van de polyethyleen zakjes geanalyseerd op de verschillende N-componenten. De polyethyleen zakjes zijn permeabel voor N₂, O₂ en CO₂ maar niet voor H₂O zodat processen onder constante vochtcondities verlopen.

Het incubatie experiment werd elke 6 weken herhaald.

De resultaten van het experiment zijn weergegeven in tabel 2.

Tabel 2. Mineralisatie van stikstof gedurende 6 weken in verschillende perioden van het groeiseizoen

Incubatie periode		Uitgangssituatie			Na 6 weken incubatie			Verandering minerale fractie
Aanvang	Einde	Ntot	N-min	N-NH ₃	Ntot	N-min	N-NH ₃	Nmin/Ntot
15-4-'81	29-5-'81	0,27	16	16	0,32	35	35	5,57x10 ⁻³ (6,3x10 ⁻³)
					0,28	34	35	
29-5-'81	10-7-'81	0,37	6	6	0,29	16	15	3,3x10 ⁻³ (7,0x10 ⁻³)
					0,30	43	44	
10-7-'81	21-8-'81	0,29	7	6	0,37	24	18	5,87x10 ⁻³ (6,9x10 ⁻³)
		0,26	6	5	0,31	32	34	

Bij de analyse bleken niet onaanzienlijke verschillen op te treden in de N-totaal gehalten vóór en na incubatie. Deze verschillen werden toegeschreven aan inhomogeniteit van het monster, daar het niet waarschijnlijk is dat een aanzienlijke N-tot verandering optreedt in een periode van 6 weken. Om deze verschillen te vereffenen werden de minerale N-fracties ook berekend op het gemiddelde van de N-tot gehalten voor en na incubatie. Deze fracties zijn in de resultaten tussen haakjes geplaatst.

Uit de analyse resultaten blijkt steeds een toename in de minerale fractie op te treden. Deze toename, welke wijst op de vorming van minerale stikstof tijdens de incubatie, heeft door het seizoen heen een betrekkelijk constante grootte in de orde van 6-7 mg Nmin/gr Ntot (6-7^o/oo).

Een tweede aspect van dit experiment is dat de minerale stikstof voor vrijwel 100% voorkomt in de vorm van N-NH₃. Slechts na de laatste incubatieperiode is sprake van de vorming van enige NO₃-N. Dit verschijnsel is merkwaardig daar verwacht mag worden dat door insluiting van O₂, door de behandeling van het monster, nitrificatie kan plaatsvinden bij geschikte temperatuur.

De aanwezigheid van uitsluitend NH₄⁺ tijdens het experiment kan een gevolg zijn van de reductie van de oorspronkelijk gevormde nitraat tot ammonium. Dit in overweging nemende zou, gezien de temperatuur afhankelijkheid van het nitrificatie proces, aan het begin van het experiment inderdaad uitsluitend NH₄⁺ gevormd kunnen zijn door ammonificatie, terwijl in latere stadia NO₃⁻ een belangrijk aandeel in de minerale stikstof moet hebben gehad.

Ook indien deze resultaten worden gerelateerd aan de hoogte van de redoxpotentialen op locatie A met een vergelijkbare hoogteligging van het maaiveld, moet worden aangenomen dat vanaf eind mei voldoende O₂ in het profiel ter plaatse van het mineralisatie experiment, aanwezig moet zijn geweest voor het verloop van het nitrificatie proces.

Conclusie

Het mineralisatie experiment moet als representatief voor de hogere delen van het Z.W. schraalland worden beschouwd. Tot eind

len
en
n
mei vindt hier ammonificatie plaats waarbij minerale stikstof in de vorm van NH_4^+ beschikbaar komt met een omvang van 6 mg NH_4^+ /gr Ntot.

Na eind mei is een voldoende aerobe situatie aanwezig waarbij nitrificatie kan optreden. De minerale stikstof komt beschikbaar in de vorm van NO_3^- met een omvang van 7 mg NO_3^- /gr Ntot.

Op de lagere delen van het Z.W. schraalland verlopen slechts ammonificatie processen.

5. CALCIUMBEZETTING VAN HET ADSORPTIE COMPLEX

5.1. Berekening Ca^{2+} bezetting uit de pH-KCl

Analyses ter bepaling van de basenbezetting van het adsorptie-complex zijn kostbaar en tijdrovend indien de grondmonsters worden uitbesteed aan routine laboratoria.

Daar de basenbezetting in hoge mate gekoppeld is aan de pH van de bodem werd de mogelijkheid onderzocht om uit de pH-KCl waarden de basenbezetting en de Ca^{2+} bezetting te berekenen.

Bepaling van de pH-KCl van de bodemonsters is goedkoop en eenvoudig waardoor deze in eigen beheer zouden kunnen worden verricht, zodat analyse resultaten snel beschikbaar zijn.

In fig. 7 is de relatie weergegeven tussen de pH-KCl en de basenbezetting van de monsters, waarvan de analyse resultaten zijn weergegeven in tabel 3 van de bijlage. De basenbezetting werd berekend volgens

$$\text{Basenbezetting} = \frac{\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{Na}^+ + \text{K}^+}{\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{Na}^+ + \text{K}^+ + \text{H}^+} \quad (\text{meq.})$$

Door de puntenverzameling is een lineaire regressielijn te berekenen volgens

$$y = 3,69x + 2,46 \quad (r^2=0,96)$$

waarbij

$$y = \text{pH.KCl}$$

$$x = \text{bas.bez.}$$

(1)

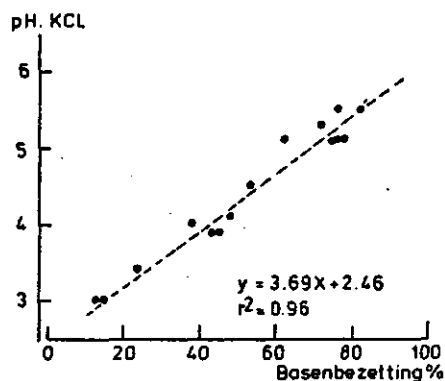


Fig. 7. Relatie tussen de pH-KCl en de basenbezetting van de bovengrond (0-5 cm)

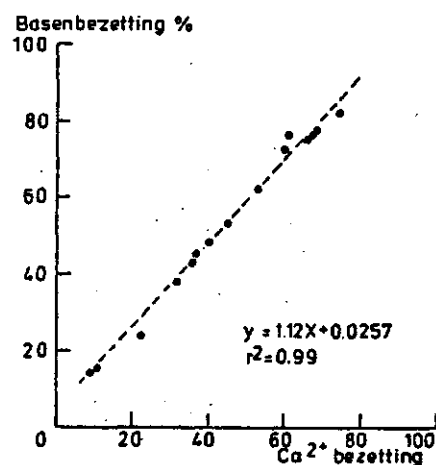


Fig. 8. Relatie tussen de basenbezetting en de Ca²⁺ bezetting van de bovengrond

Een even sterke correlatie wordt gevonden indien een niet-lineaire regressielijn wordt berekend volgens:

$$y = 2,71 e^{0,01x} \quad (r^2 = 0,96) \quad (2)$$

Alleen voor extreme waarden ontstaan afwijkingen tussen beide regressielijnen.

In fig. 8 is de basenbezetting in relatie tot de Ca²⁺ bezetting weergegeven. Beide parameters zijn sterk gecorreleerd. De correlatie kan worden weergegeven door de lijn:

$$y = 1,12x + 0,0257 \quad (r^2 = 0,99)$$

waarbij $y = \text{Ca}^{2+}$ -bezetting (3)

$x = \text{basenbezetting}$

Combinatie van vergelijking (1) en (3) levert:

$$\text{Ca}^{2+}\text{-bezetting} = 0,242 \text{ pH}_{\text{KCl}} - 0,6186 \quad (4)$$

Door de met formule (4) berekende waarden van de Ca^{2+} bezetting te toetsen aan de uit de analyse verkregen waarden (tabel 3 bijlage) kan een regressielijn worden verkregen: $y = 0,45x + 0,99$ met $r^2 = 0,94$. Opgaand hiervan wordt de berekening van de Ca^{2+} bezetting uit de pH-KCl als voldoende betrouwbaar beschouwd.

Uit de analyse uitkomsten kan ook rechtstreeks een relatie worden gezocht tussen de pH-KCl en Ca^{2+} bezetting (fig. 9).

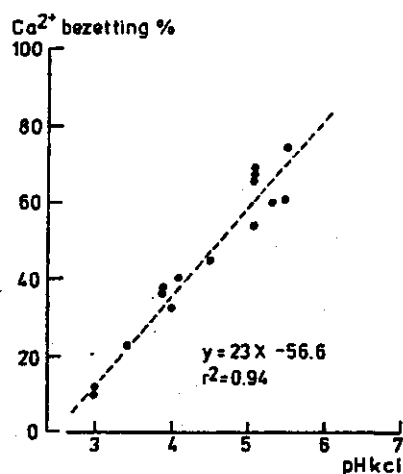


Fig. 9. Relatie tussen de Ca^{2+} bezetting en de pH_{KCl} van de bovengrond

De correlatie tussen deze parameters wordt het best benaderd door de lijn:

$$y = 23x - 56,6 \quad (r^2 = 0,94)$$

waarbij $y = \text{Ca}^{2+}$ bezetting (5)

$x = \text{pH}_{\text{KCl}}$

De Ca^{2+} bezetting werd eveneens met deze vergelijking (5) afgeleid en vervolgens ter toetsing vergeleken met de Ca^{2+} bezetting

afkomstig van analyse resultaten. Dit leverde een correlatie op met $r^2 = 0,94$ welke derhalve even betrouwbaar is als de met vergelijking (4) berekende Ca^{2+} bezetting.

5.2. Relatie met de grondwatersamenstelling

Eerder onderzoek (KEMMERS en JANSEN, 1980) veronderstelde een relatie tussen de relatieve Ca^{2+} concentratie van het ondiepe grondwater in een kwelprofiel en de Ca^{2+} bezetting op het adsorptiecomplex van de bovenste bodemlaag (0-5 cm -mv). Bij hoge relatieve Ca^{2+} concentraties (70-90%) van het grondwater kan een hoge Ca^{2+} bezetting (60-80%) verwacht worden. Afwijkingen in deze relatie werden toegeschreven aan verstoring tengevolge van een toegenomen infiltratie door ontwatering. In dat geval zou een uitspoeling van Ca^{2+} ionen zijn opgetreden.

Omgekeerd zou dit betekenen dat bij oplopende maaiveldshoogte bij een gelijkblijvende ontwateringsbasis een toenemende infiltratieflux en een afnemende Ca^{2+} bezetting is te verwachten.

Ter toetsing van deze veronderstelling werden in beide schraallandjes raaien uitgezet met een oplopende hoogteligging van het maaiveld (fig. 2). Langs deze raaien werden bodemonsters gestoken. Bij elke (meng) monsternamen werd de hoogteligging van het maaiveld nauwkeurig opgenomen. Daarnaast werden enkele hoge plaatsen buiten de raaien met een uitgesproken infiltratie karakter bemonsterd. Analyse resultaten zijn weergegeven in tabel 3 van de bijlage.

Van al de bemonsterde plaatsen waren de gemiddelde relatieve Ca^{2+} concentratie van het grondwater en de ontwateringsbasis bekend (KEMMERS en JANSEN, 1980, JANSEN en KEMMERS, 1980). Als ontwateringsbasis werd een grondwaterstand van 2,80 m +NAP aangehouden.

In fig. 10 zijn de resultaten weergegeven van de bepaling van de Ca^{2+} bezetting in relatie tot de maaiveldshoogte ten opzichte van NAP en ten opzichte van de drainage basis.

Indien voor de veronderstelde relatie wordt uitgegaan van een maximale Ca^{2+} bezetting op het adsorptie complex van 80%, blijkt in het maaiveldstraject tot een hoogte van 3,85 m +NAP een

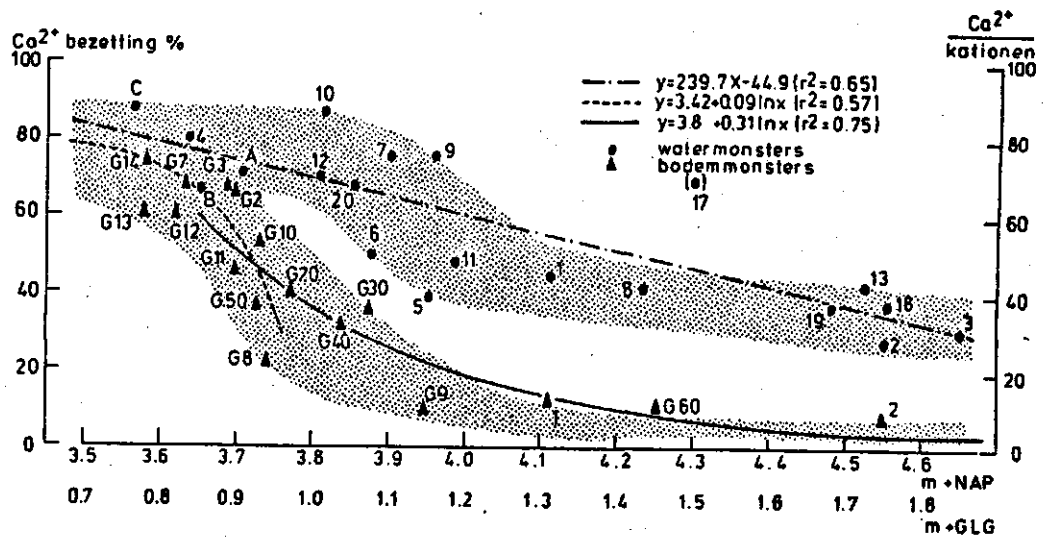


Fig. 10. Ca²⁺ bezetting van de bovengrond en de relatieve Ca²⁺ concentratie van het grondwater in relatie tot de hoogteligging van het maaiveld ten opzichte van NAP en GLG

logaritmisch verband aanwezig tussen de variabelen volgens:

$$y = 3,42 + 0,09 \ln x \quad (r^2 = 0,57)$$

waarbij

x_0 overeenkomt met 80% Ca²⁺ bezetting

x_{10} " " 70% Ca²⁺ "

etc.

en $y = m + \text{NAP}$

Voor een maaiveldstraject boven een hoogte van 3,65 m +NAP geldt eveneens een logaritmisch verband volgens

$$y = 4,88 - 0,30 \ln x \quad (r^2 = 0,74)$$

waarbij $x = \text{Ca}^{2+}$ bezetting

$$y = m + \text{NAP}$$

De relatie tussen de relatieve Ca^{2+} concentratie van het grondwater van een locatie en de maaiveldshoogte (m +NAP) van diezelfde locatie blijkt het beste met een lineair verband te kunnen worden beschreven volgens:

$$y = 239,7x - 44,9 \quad (r^2 = 0,65)$$

De maaiveldshoogte van beide schraalgraslanden varieert tussen 3,55 en 3,85 m +NAP. Uit de gevonden relatie voor dit traject blijkt de Ca^{2+} bezetting op het adsorptiecomplex bij een maaiveldshoogte boven de $\pm 3,65$ m +NAP veel sterker af te nemen dan op grond van de relatieve Ca^{2+} concentratie van het grondwater verwacht mag worden.

Dit betekent dat bij een relatieve Ca^{2+} concentratie van 70-90% (lithoclien water) de Ca^{2+} bezetting bepaald wordt door de maaiveldshoogte boven de drainagebasis. Er blijkt een vrij kritieke grens in maaiveldshoogte te zijn boven welke de invloed van het Ca^{2+} rijke grondwater op de bovengrond verloren gaat. Deze grens lijkt te liggen tussen de 80 en 90 cm maaiveldshoogte boven de drainagebasis.

Met andere woorden betekent dit dat de relatie tussen de grondwatersamenstelling en het adsorptie complex zeer snel verloren gaat indien de grondwaterstand dieper dan 80 à 90 cm beneden maaiveld wegzakt.

Eenzelfde soort kritische grens werd gevonden bij de verandering van het vochtdeficit in de onverzadigde zone en de verandering in de grondwaterstand (hfdst. 2). Bij een daling van de grondwaterstand beneden 90 cm -mv treedt een sterke vochtafname op. De Ca^{2+} bezetting op het adsorptie complex lijkt samen te hangen met dit hydrologisch verschijnsel.

Hoewel de vochtafname uit het profiel nog geen consequenties heeft voor de vochtvoorziening kan deze verandering kennelijk wel een sterke wijziging in de basenbezetting van de bovengrond tot gevolg hebben. In een volgend hoofdstuk zal aandacht worden besteed aan het mechanisme dat hiervoor verantwoordelijk is.

In het maaiveldshoogte traject boven de 3,90 m +NAP neemt de Ca^{2+} bezetting in gelijke mate af als de relatieve Ca^{2+} concentratie van het grondwater. Daarbij ligt de relatieve Ca^{2+} concentratie steeds op een hoger niveau dan de Ca^{2+} bezetting van het adsorptie complex. In dit traject, waar infiltratie processen steeds sterker domineren wordt het Ca^{2+} ion blijkbaar gemakkelijk van het adsorptie complex verdreven en naar het grondwater uitgespoeld.

Indien de variatie in Ca^{2+} bezetting en in relatieve Ca^{2+} concentratie naar onder en naar boven op het oog worden begrensd ontstaan een tweetal banden waarbinnen alle punten zijn gelegen.

Ook voor de relatieve Ca^{2+} concentratie wordt dan een niet lineair verloop zichtbaar: het horizontale traject tussen de 70 en 90% kan worden beschouwd als 'gerijpt' grondwater (lithoclien) tengevolge van een langdurig verblijf in de ondergrond. Het horizontale traject tussen 35 en 45% kan als recent geïnfiltreerd grondwater (atmoclien) worden beschouwd. Tussen deze twee trajecten is een overgangszone waarin beide typen water kunnen worden aangetroffen. In deze overgangszone is de variatie in de chemische samenstelling van het grondwater het grootst.

Uit fig. 10 kan duidelijk de kwetsbare positie van het Z.W. schraalland worden afgeleid. In de laagste delen van dit schraalland gaat een hoge relatieve Ca^{2+} concentratie (punten B, C) nog juist samen met een hoge Ca^{2+} bezetting van het adsorptiecomplex (G7, G14, G4, G12). Op iets hogere delen (G10, G11, G8) lijkt de relatie tussen het grondwater (punt 12, A) en het adsorptie complex verbroken te zijn. De in eerder onderzoek (JANSEN en KEMMERS, 1980) berekende daling van de GLG met ± 30 cm in het reservaat sinds 1955 lijkt hieraan ten grondslag te liggen. Verdere daling van de GLG zal ook op de laagste delen van het Z.W. schraalland leiden tot het verbreken van de relatie tussen grondwater en adsorptie complex.

In het Z.O. schraalland gaat een hoge relatieve Ca^{2+} concentratie

(punt 10) samen met een lage Ca^{2+} bezetting (G20, G30, G40) zodat ook hier de relatie tussen grondwater en adsorptiecomplex verbroken is.

Conclusie

In kwelprofielen met een hoge relatieve Ca^{2+} concentratie van het grondwater is de diepte van de GLG bepalend voor de Ca^{2+} bezetting op het adsorptiecomplex. Er bestaat een zeer kritische grens voor de GLG waar beneden het contact tussen grondwater en adsorptiecomplex snel verloren gaat en de Ca^{2+} bezetting snel terugloopt. Deze kritische grens heeft tot gevolg dat een daling van de GLG dieper dan 80 cm -mv tot een snel verlies van Ca^{2+} ionen van het adsorptiecomplex leidt. Effecten hiervan lijken tot uiting te komen in de vegetatie, waarin met oplopende maaiveldshoogte een wijziging optreedt naar een productiever en ruiger type met geringere soortsdiversiteit.

5.3. Relatie met de stikstofhuishouding

Bij het onderzoek is steeds verondersteld dat het Ca^{2+} ion een belangrijke invloed heeft op de organische stof huishouding. In de literatuur wordt met name gewezen op de stimulerende invloed van het Ca^{2+} ion op de bodemfauna en de microbiologische activiteit in de bodem (ETHERINGTON, 1975, BUCKMAN and BRADY, 1957, VAN WIRDUM, in press). Vooral de activiteit van regenwormen, welke van belang zijn voor de eerste grove afbraak van organisch materiaal en de vermenging daarvan met de minerale grond is afhankelijk van een hoge Ca^{2+} bezetting. Ook in de fase van microbiologische afbraak is het Ca^{2+} ion belangrijk.

Het ammonificatie proces en vooral ook de nitrificatie van organisch stikstof worden gestimuleerd door een hoge Ca^{2+} bezetting van het adsorptiecomplex. Daarbij schijnt de Ca^{2+} bezetting belangrijker te zijn dan de pH. Een lage pH heeft tot op zekere hoogte weinig invloed op het verloop van de nitrificatie indien de basenbezetting voldoende is.

In het onderzoek van Groot Zandbrink werd ter toetsing van deze veronderstelling de relatie tussen de Ca^{2+} bezetting van de

ook
s.
ting
de
x.
e
s-
n g
d
t
UM,
g

bovengrond (0-5 cm) en de stikstofhuishouding bestudeerd.

5.3.1. N-totaal en N-mineraal gehalten

In fig. 11 zijn N-totaal en N-mineraal gehalten in verband gebracht met de Ca^{2+} bezetting. Hiertoe werden dezelfde monsters als in paragraaf 5.2 vermeld, als uitgangsmateriaal gebruikt.

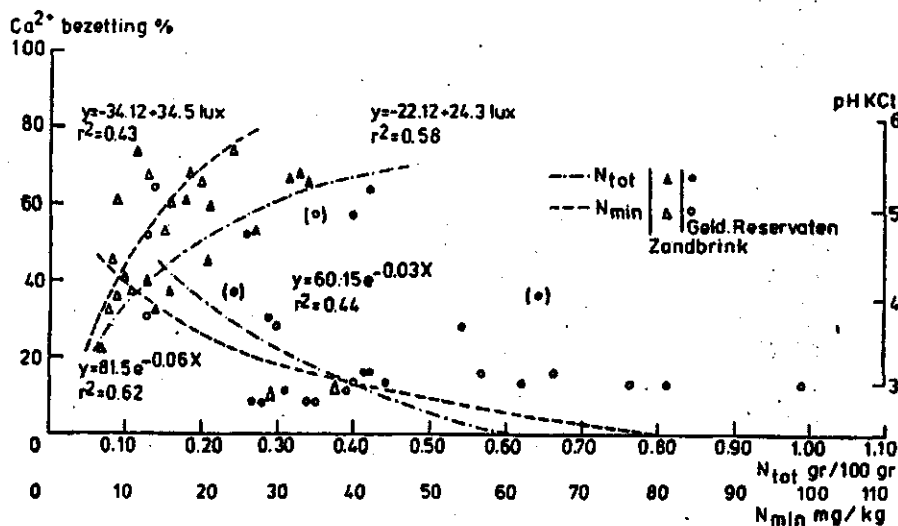


Fig. 11. Ca^{2+} bezetting in relatie tot de N-totaal en N-mineraal gehalten van de bovengrond

Teneinde de resultaten in een ruimer verband te kunnen beschouwen, werden tevens analyse resultaten opgenomen van onderzoek in enkele Gelderse natuurresevaten met vergelijkbare gronden (BOTH en VAN WIRDUM, 1981).

Voor deze serie monsters werd de Ca^{2+} bezetting berekend volgens (zie paragraaf 5.1).

$$\text{Ca}^{2+} \text{ bezetting} = 0,242 \text{ pH}_{\text{KCl}} - 0,6186$$

Opvallend aan de resultaten is dat de N-mineraal gehalten van Groot Zandbrink bij dalende Ca^{2+} bezetting afnemen, terwijl op grond van de resultaten uit de Gelderse Reservaten juist het tegenovergestelde beweerd kan worden. De monsters van de Gelderse Reservaten zijn daarbij over het algemeen zuurder en basenarmer dan die van Groot Zandbrink.

Uit combinatie van de resultaten kan geconcludeerd worden dat bij dalende Ca^{2+} bezetting tot een niveau van 35-40% een afname van de minerale stikstof is waar te nemen, gevolgd door een toename bij een verdere daling van de Ca^{2+} bezetting.

Van belang is daarbij dat op de laagste delen van het Z.W. schraal-land een combinatie aanwezig is van anaerobe omstandigheden (3.1) en een hoge Ca^{2+} bezetting (5.2).

De zuurstofvoorziening is naast de Ca^{2+} bezetting een belangrijke voorwaarde voor het verloop van het nitrificatie proces. Uit fig. 11 moet geconcludeerd worden dat door de permanent anaerobe situatie ondanks hoge Ca^{2+} bezetting slechts een geringe mineralisatie optreedt. Wel vindt er een zeer intensieve omzetting plaats, waarbij de organische stof gehumificeerd wordt, zodat de N-totaal gehalten tengevolge van resynthese van N-componenten, op een hoog niveau gehandhaafd blijven. De intensieve omzetting kan worden afgeleid uit lage C/N waarden van de organische stof (zie 5.3.3).

De minerale stikstof kan slechts aanwezig zijn in de vorm van ammonium. Ammonificatie kan onder anaerobe omstandigheden verlopen. De minerale stikstof vertoont bij een hoge Ca^{2+} bezetting absoluut gezien gemiddeld hoge waarden. Indien echter de minerale stikstof wordt beschouwd als fractie van de N-totaal dan blijken er zeer lage aandelen minerale stikstof aanwezig te zijn (fig. 12).

Onder meer aerobe omstandigheden ten gevolge van een hogere maaiveldsligging boven de ontwateringsbasis, kan de organische stof worden gemineraliseerd. Het ammonificatie proces wordt dan gevolgd door nitrificatie waardoor nitraten worden gevormd.

Door het domineren van deze nitrificatie is het N-totaal gehalte van de organische stof teruggelopen.

Bij de omzetting van NH_4^+ in NO_3^- (nitrificatie) komen waterstof ionen vrij. Indien geen buffermechanisme aanwezig is voor het wegvangen van deze H^+ ionen, zal het Ca^{2+} ion van het adsorptie complex kunnen worden verdrongen (SCHEFFER en SCHACHTSCHABEL, 1976, blz.110).

De lagere Ca^{2+} bezetting (60-40%) lijkt derhalve een direct gevolg te zijn van een toegenomen invloed van nitrificatie. In fig. 11 komen derhalve bij lagere Ca^{2+} bezetting, lagere N-totaal gehalten voor. Ook de minerale stikstof (in de vorm van uitspoelbaar NO_3^-) is enigszins in gehalte teruggelopen; echter minder sterk dan de N_{tot} , zodat de beschikbare minerale N-fractie is toegenomen (fig. 12). Belangrijk is dat in het traject 70-40% Ca^{2+} bezetting, de oorzaak van teruglopende Ca^{2+} bezetting is gelegen in een versterkte mineralisatie door O_2 toetreding, terwijl het niet zo is, dat door een lagere Ca^{2+} bezetting de mineralisatie is toegenomen.

Het verband tussen de Ca^{2+} bezetting en de N_{tot} respectievelijk N_{min} in afhankelijkheid van de O_2 voorziening kan worden beschreven volgens:

$$y = -22,12 + 24,3 \ln x \quad (r^2 = 0,58)$$

waarbij $x = \text{N}_{\text{tot}}$

$$y = \text{Ca}^{2+} \text{ bezetting}$$

en

$$y = -34,12 + 34,5 \ln x \quad (r^2 = 0,43)$$

waarbij $x = \text{N}_{\text{min}}$

$$y = \text{Ca}^{2+} \text{ bezetting}$$

Zoals werd opgemerkt kan worden aangenomen dat deze vergelijkingen in feite het verband tussen de O_2 -voorziening en de N-huishouding beschrijven. De Ca^{2+} bezetting is in dit geval een parameter voor de O_2 voorziening.

Afgeleid kan worden dat bij toenemende O_2 voorziening (gepaard gaande met afnemende Ca^{2+} bezetting) een steeds sterkere mineralisatie optreedt, waardoor N-totaal gehalten teruglopen. De N_{min} gehalten (hoofdzakelijk in de vorm van NO_3^-) lopen terug ten gevolge van een

toenemende mate van uitspoeling of denitrificatie. De beschikbaarheid van N_{min} (als fractie van N_{tot}) wordt echter steeds groter.

Het verdwijnen van het Ca^{2+} ion op het adsorptie complex scheidt tegelijkertijd minder goede condities voor microbiologische activiteit, zodat omzetting en afbraak van organische stof teruglopen en er accumulatie kan ontstaan van onvolledig verteerde organische stof (hoge C/N ratio, zie 5.3.3).

In fig. 11 wordt dit accumulatie proces weerspiegeld. Bij dalende Ca^{2+} bezetting treedt een toename op van N-totaal. Ook de minerale stikstof gehalten in de bovengrond lopen op bij dalende Ca^{2+} bezetting.

Het verband tussen Ca^{2+} bezetting en N-totaal gehalten kan worden beschreven volgens:

$$y = 60,15e^{-0,03x} \quad (r^2 = 0,44)$$

Voor de relatie met N_{min} geldt:

$$y = 81,5e^{-0,06x} \quad (r^2 = 0,62)$$

waarbij $y = N_{tot}$, respectievelijk N_{min}

$x = Ca^{2+}$ bezetting

De toename van de minerale stikstof is in tegenspraak met de verminderde microbiologische activiteit, waardoor juist lage concentraties minerale stikstof te verwachten zijn. De geaccumuleerde organische stof is immers moeilijk afbreekbaar zoals uit de hoge C/N verhoudingen (fig. 13) kan worden afgeleid.

MATZNER en ULRICH (1980) schrijven deze hoge minerale stikstofgehalten in de humus van podzolprofielen toe aan het effect van een sterke toename van N-componenten in neerslag via toegenomen emissie naar de atmosfeer van NO_x en NH_3 .

Uit onderzoek aan de heide vegetaties in N.W. Duitsland concludeerden zij dat de humus als een sink term voor deze nitraten fungeert. Deze nitraten input zou via mineralisatie van de geaccumuleerde organische stof de oorzaak zijn van vergrassing van en boomopslag in het heide ecosysteem.

De hoge nitraat gehalten van de podzolprofielen in vooral de reservaten in Oost Gelderland wijzen derhalve op gestoorde situaties,

hetgeen tot uiting komt in de gestoorde vegetaties (BOTH en VAN WIRDUM, 1981).

Nitraatconcentraties in oorspronkelijke ongestoorde veldpodzolen lijken het meest realistisch te kunnen worden afgeleid door uit te gaan van de eerder voor minerale stikstof gevonden relatie tussen de Ca^{2+} bezetting en de N_{min} : $y = 34,12 + 34,5 \text{hx}$.

5.3.2. Beschikbaarheid minerale stikstof

In fig. 12 is de minerale stikstof ten opzichte van de totaal stikstofgehalten in relatie gebracht met de Ca^{2+} bezetting. Deze fractie kan als voor de vegetatie beschikbare stikstof worden beschouwd.

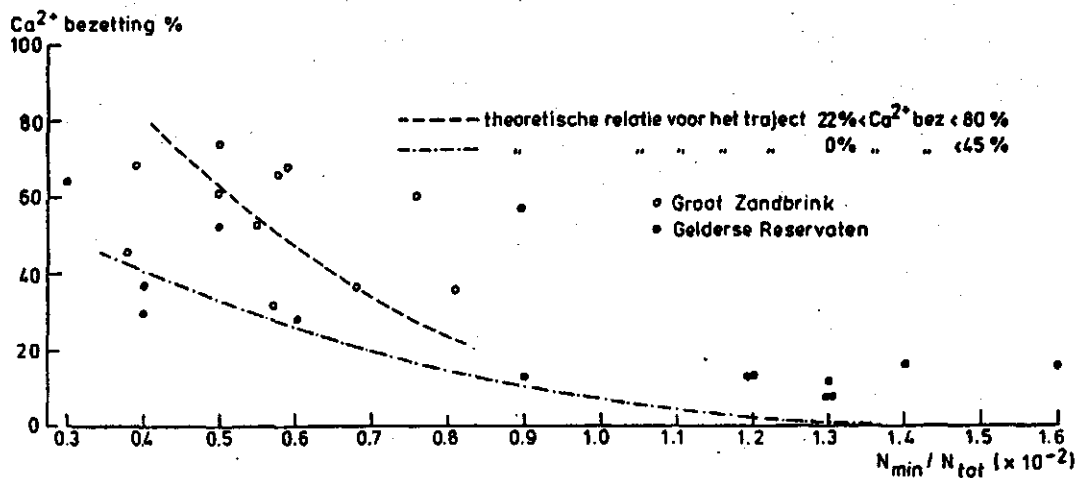


Fig. 12. Ca^{2+} bezetting in relatie tot de minerale fractie van de totaal stikstofgehalten in de bovengrond

In fig. 12 zijn met stippellijnen theoretisch te verwachten relaties aangegeven. Deze relaties zijn afgeleid uit de verbanden welke in fig. 11 zijn weergegeven. In fig. 12 is tevens de ligging van de monsterpunten ten opzichte van de theoretische lijnen aangegeven. De berekende waarden van de monsterpunten werden getoetst aan de verwachte waarden voor de minerale fracties. Tussen de berekende en de verwachte waarden werden de volgende correlaties gevonden:

$$\text{traject } 45\% > \text{Ca}^{2+}\text{bez.} > 0\% \quad y = 1,71x - 27,23 \quad (r^2 = 0,73)$$

$$\text{traject } 80\% < \text{Ca}^{2+}\text{bez.} < 22\% \quad y = 1,06x + 5,94 \quad (r^2 = 0,32)$$

waarbij x = verwachte waarde

y = berekende waarde

Hieruit kan worden geconcludeerd dat voor het traject met de lagere Ca^{2+} bezetting de berekende minerale fracties hoger zijn dan volgens de theoretische relatie kan worden verwacht. Voor het traject met de hogere Ca^{2+} bezetting worden de waarden voor de minerale fractie goed voorspeld volgens de theoretische relatie. De betrouwbaarheid is echter niet groot ($r^2 = 0,32$).

Het in hoofdstuk 4 beschreven mineralisatie experiment werd uitgevoerd op een locatie met een maaiveldshoogte van $\pm 3,75$ m +NAP. Uit fig. 10 kan worden afgeleid dat bij deze hoogteligging van het maaiveld een Ca^{2+} bezetting aanwezig is van 40 tot 50%. Bij een dergelijke Ca^{2+} bezetting is op grond van reële analysecijfers volgens fig. 12 een minerale stikstof fractie van 5,5 - 6,5^o/oo te verwachten. De minerale stikstof fractie vertoont derhalve een goede overeenkomst met de resultaten van het mineralisatie experiment waar een mineralisatie van 6-7^o/oo werd gemeten.

De mate van deze mineralisatie zou met behulp van fig. 12 geëxtrapoleerd kunnen worden naar locaties met een hogere en lagere Ca^{2+} bezetting met een lagere respectievelijk hogere maaiveldsligging.

Op de laagste delen van het Z.W. schraalland met een Ca^{2+} bezetting van $\pm 70\%$ zou een ammonificatie van $4-5^{\circ}/\text{oo}$ te verwachten zijn.

De mineralisatie in het Z.O. schraalland waar een Ca^{2+} bezetting tussen de 30 en 40% aanwezig is zou een omvang van ,5 tot $7,5^{\circ}/\text{oo}$ moeten vertonen.

Voor terreingedeelten met een Ca^{2+} bezetting lager dan 20% wordt ervan uitgegaan dat de gevonden minerale stikstof niet het gevolg is van een mineralisatie maar van input via neerslag.

In oorspronkelijk ongestoorde situaties zou een zeer geringe fractie van de totaal stikstof in minerale vorm beschikbaar moeten zijn. Van belang is op te merken dat in de laagste delen minerale stikstof uitsluitend in de vorm van NH_4^+ gevormd kan worden.

5.3.3. De C/N ratio

Bij een hoge microbiologische activiteit ten gevolge van een goede basenbezetting worden organische stoffen afgebroken. Een gedeelte van de daarbij vrijkomende anorganische stikstof wordt geresynthetiseerd tot org.N componenten. Doordat koostofcomponenten worden afgebroken en in de vorm van CO_2 ontwijken, ontstaat een organische stof met een lage C/N ratio. Onder anaerobe condities behoudt deze organische stof een lage C/N ratio.

Bij een goede O_2 huishouding zal de organische stikstof worden gemineraliseerd, waardoor de C/N ratio oploopt. Een lage basenbezetting leidt tot een geringe microbiologische activiteit waardoor slecht afbreekbare componenten als cellulosen en ligninen de oorzaak zijn van accumulatie van organische koolstof. De C/N ratio is hoog.

In fig. 13 is de C/N ratio van de bovengrond uitgezet tegen de Ca^{2+} bezetting. De relatie loopt volgens de lijn:

$$y = -40 + 6,75 \ln x \quad (r^2 = 0,56)$$

waarbij

$$x = \text{Ca}^{2+} \text{ bezetting}$$

$$y = \text{C/N}$$

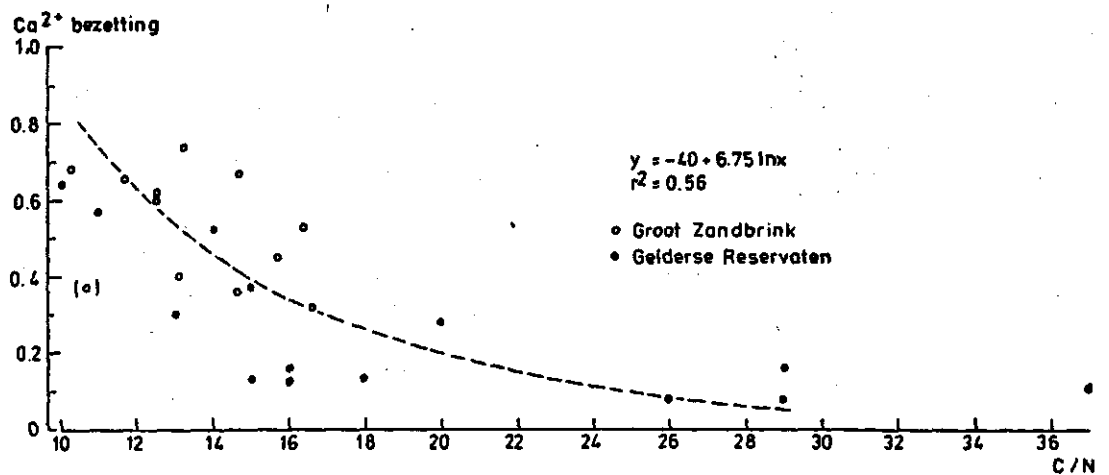


Fig. 13. Ca^{2+} bezetting in relatie tot de C/N ratio van de organische stof in de bovengrond

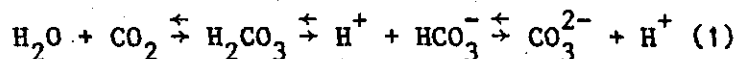
de

Uit deze figuur kan worden afgelezen dat de C/N ratio steeds sneller oploopt naarmate de Ca^{2+} bezetting daalt. Bij hoge waarden van de Ca^{2+} bezetting heeft een wijziging in de bezetting relatief weinig invloed op de C/N ratio. Bij dalende Ca^{2+} bezetting stijgt de C/N ratio relatief langzaam doordat mineralisatieprocessen het N_{tot} gehalte verlagen. Bij lage waarden van de Ca^{2+} bezetting heeft een wijziging in de bezetting een zeer groot effect op de C/N ratio. Door geringe microbiologische activiteit loopt de C/N ratio op ten gevolge van accumulatie van moeilijk afbreekbare koolstof componenten.

5.3.4. Discussie

Het verlopen van het nitrificatieproces lijkt belangrijke bodemkundige consequenties te kunnen hebben. Nitrificatie, waarbij NH_4^+ wordt omgezet in NO_3^- is een proces waarbij H^+ ionen vrijkomen.

Een tweede belangrijke bron van H^+ ionen is het CO_2 dat afkomstig is van afbraakprocessen in de bodem. In combinatie met H_2O ontstaan de volgende evenwichten:



Op grond van deze verzurende processen die in de bodem kunnen optreden en de resultaten van het onderzoek naar de stikstofhuishouding in relatie tot de Ca^{2+} bezetting kan een beeld gevormd worden over het milieu van de in de schraallandjes voorkomende vegetatie typen.

36
C/N

1) In een milieu met een $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$ type water (kwel) zal door de overmaat HCO_3^- het evenwicht sterk naar links zijn gelegen waardoor de productie van H^+ ionen, via dit mechanisme, gering is. Deze situatie doet zich voor in het Z.W. schraalland. Op de laagste permanent anaerobe delen van het schraalland is het nitrificatie proces geblokkeerd (3.1), zodat ook via dit mechanisme geen waterstof-ionen worden geproduceerd. Zo er toch sprake is van enige nitrificatie dan zullen de H^+ ionen onmiddellijk worden weggevangen (gebufferd) door de HCO_3^- ionen. Het adsorptie complex behoudt in dit milieu permanent een hoge basen- c.q. calciumbezetting (fig. 14A).

sche

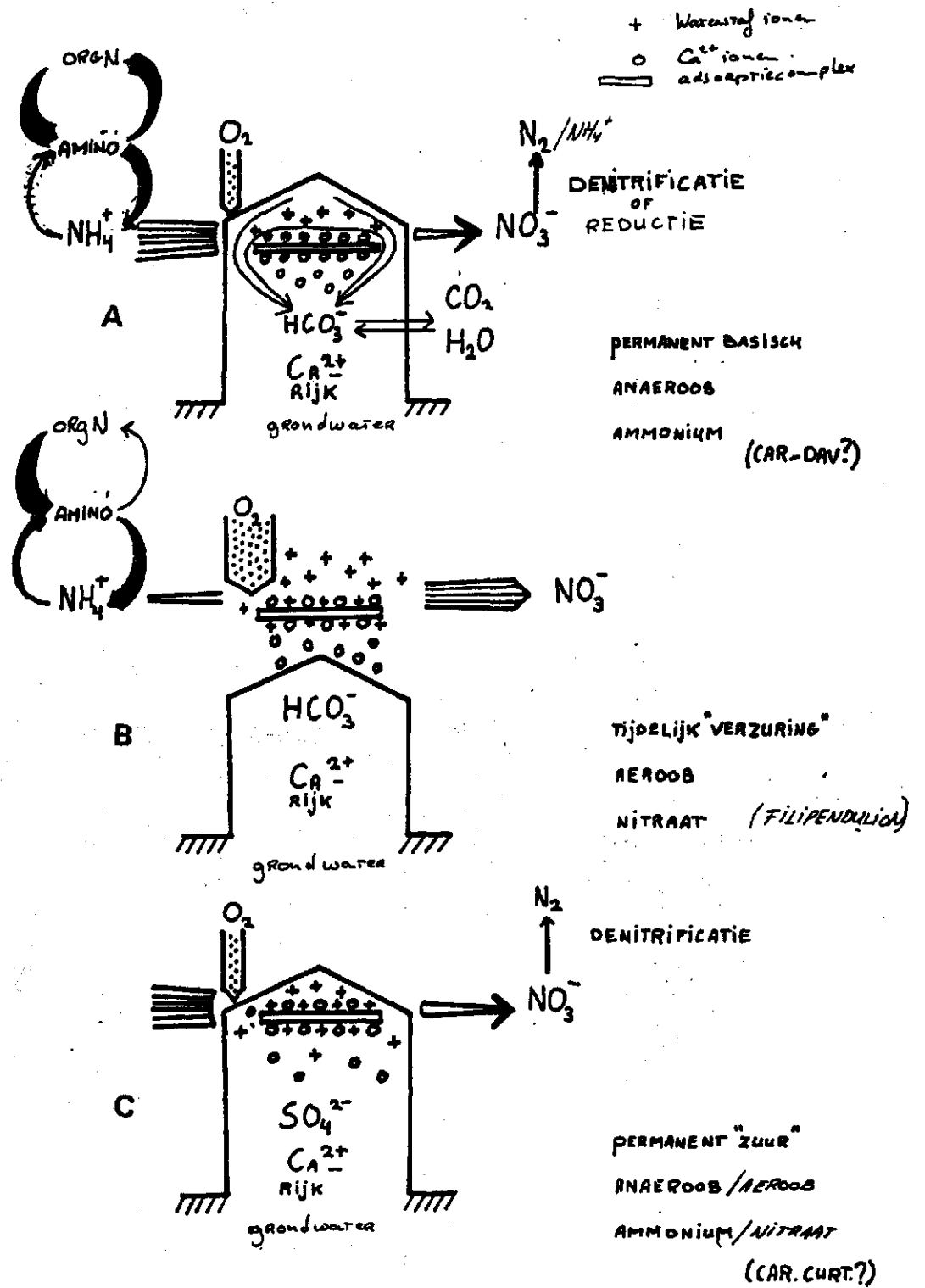


Fig. 14. Schematisering van de invloed van buffermechanismen op de Ca²⁺ bezetting in relatie tot de O₂ voorziening van de bodem

In dit milieu, waar door het domineren van humificatieprocessen de N-totaal gehalten relatief hoog zijn, is een zeer geringe beschikbaarheid van minerale stikstof in de vorm van NH_4^+ . De vegetatie die in dit milieu wordt aangetroffen behoort tot het Caricion davalliana (vegetaties van kalkmoerassen).

Op de iets hogere delen van het Z.W. schraalland treden tijdens de zomer vrij aerobe situaties op (3.1). Deze aerobi impliceert dat de capillaire flux uit het grondwater is afgenomen, waardoor de invloed van het HCO_3^- gereduceerd is (fig. 14B).

Door de aerobe omstandigheden en de hoge Ca^{2+} bezetting zal er nitrificatie in de zomerperiode kunnen optreden, waardoor H^+ ionen vrijkomen. Ook het evenwicht van reactie (1) kan door de gereduceerde HCO_3^- invloed naar rechts schuiven waardoor extra H^+ ionen worden geproduceerd. Door de verminderde buffercapaciteit kunnen de H^+ ionen in onvoldoende mate worden weggevangen, waardoor de vrije H^+ ionen de Ca^{2+} ionen van het adsorptiecomplex kunnen verdringen. Tijdens de aerobe periode is derhalve een tendens tot bodemverzuring aanwezig.

De nitrificatie heeft een afname van de N-totaal gehalten tot gevolg. De hoeveelheid NO_3^- kan toenemen. Door overspoeling in de winterperioden met $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$ water zal de verzuring weer worden teruggedrongen, zodat verzuring een tijdelijk karakter heeft. Afhankelijk van de hoogteligging en daardoor het tijdstip in het seizoen waarop aeratie optreedt worden verschillende vegetatietypen aangetroffen. Op de hoogste delen, met de vroegst intredende nitrificatie komen vegetaties van het Filipendulion voor.

3) In het Z.O. schraalland komt grondwater van het CaSO_4 type voor. Vrijkomende H^+ ionen bij eventueel optredende nitrificatie worden niet gebufferd doordat H_2SO_4 een sterk zuur is (fig. 14C). Er zal derhalve een verzurende tendens in de bodem aanwezig zijn, temeer daar ook het evenwicht van reactie (1) naar rechts kan opschuiven door het afwezig zijn van HCO_3^- .

Extreem zure bodems kunnen niet ontstaan door de aanwezigheid van overmaat Ca^{2+} ionen in het grondwater. De vegetaties die voorkomen in dit milieu met een Ca-rijk grondwater, zure en nitraat producerende bodems vertonen affiniteit tot het Caricion curto-nigrae en het Violion caninae.

In het Z.W. schraalland is een contactzone tussen CaSO_4 en $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$ water aanwezig (KEMMERS en JANSEN, 1980). In deze zone is een zeer gedifferentieerd milieu aanwezig, welke gebaseerd is op boven beschreven processen, die in tijd en ruimte variëren. In dit gedifferentieerde milieu komen plantensoorten voor welke indicatief zijn voor de poikilotrofe zones (VAN WIRDUM, 1979) (Parnassio-caricetum).

5.3.5. Conclusie

Uit de onderzoeksresultaten kan geconcludeerd worden dat een hoge Ca^{2+} bezetting van het adsorptie complex slechts kan voorkomen onder sterk anaerobe omstandigheden. Onder deze omstandigheden vindt een intensieve humificatie van organisch materiaal plaats ten gevolge van een hoge activiteit van bodemfauna en micro-organismen. De C/N ratio is laag, terwijl het N-totaal gehalte relatief hoog is ten gevolge van resynthese van anorganische N-componenten. De minerale fractie van de stikstof is laag.

Onder aërobe omstandigheden en een hoge Ca^{2+} bezetting treedt mineralisatie van organisch materiaal op, waardoor de N-totaal gehalten afnemen en de minerale fractie van de stikstof toeneemt. De C/N ratio is diensgevolge hoger.

Als gevolg van de oxidatie treedt een productie van H^+ ionen op, waardoor bij afwezigheid van een buffermechanisme, de Ca^{2+} bezetting op het adsorptiecomplex door verdringing terugloopt tot $\pm 40\%$. In dit traject tot 40% is de Ca^{2+} bezetting in wezen een parameter voor de O_2 -huishouding.

Bij een verdere daling van de Ca^{2+} bezetting worden de condities voor bodemfauna en micro-organismen ongunstig. De omzetting van organische stof wordt geremd waardoor accumulatie van organische koolstof en stikstof optreedt.

De minerale fractie van de stikstof is niettemin groot als gevolg van input via neerslag. De C/N ratio van de organische stof is groot.

4 en Ca
zone
erd is
ren.
velke
79)

t
n
n-

iemfauna
taal
rganische

eedt
al
neemt.

e, de
loopt
en een

ndities
van
sche

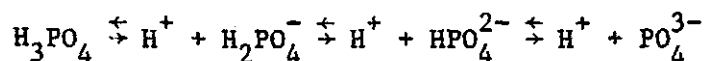
Extrapolatie van de resultaten van het mineralisatie experiment leidt tot de verwachting dat op de laagste delen van het Z.W. schraalland de mineralisatie 4-5 ‰ bedraagt. Op de hoogste delen van het Z.W. schraalland en in het Z.O. schraalland kan de mineralisatie oplopen tot 7,5 ‰.

5.4. Relatie met de fosfaathuishouding

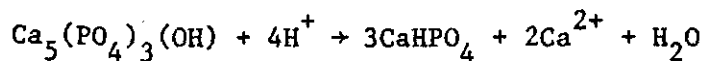
De relatie tussen het Ca^{2+} ion en de fosfaathuishouding moet als gecompliceerd worden beschouwd.

Eenzijds zal de afbraak van organische P-verbindingen door mineralisatie analoog verlopen aan de afbraak van organisch N-verbindingen. Bij afnemende Ca^{2+} bezetting mag een toenemende minerale P-fractie verwacht worden. Daarentegen worden fosfaat-ionen, in tegenstelling tot nitraat-ionen, in hoge mate gefixeerd door complexering met calcium, ijzer en aluminium. De vorm waarin het fosfaat ion aanwezig is, wordt bepaald door de pH. Vrij algemeen wordt aangenomen (STEENVOORDEN en VAN OOSTEROM, 1973, GROOTJANS, 1975) dat bij een $\text{pH} > 6$ fosfaten gefixeerd worden door Ca^{2+} en dat bij $\text{pH} < 4,5$ de fosfaten worden vastgelegd in de vorm van ijzer en/of aluminium zouten.

In het traject $4,5 < \text{pH} < 6$ zijn calciumfosfaten in beperkte mate oplosbaar. Dit wordt toegeschreven aan de neiging van H^+ ionen om bij dalende pH zich te associëren met PO_4^{3-} ionen volgens:



zodat:



waarbij CaHPO_4 een betere oplosbaarheid heeft (SCHEFFER en SCHACHT-SCHABEL, 1976).

In fig. 15 is de wateroplosbare P-fractie uitgezet tegen de Ca^{2+} bezetting op het adsorptie complex. Ter referentie zijn in de figuur de pH-waarden weergegeven die corresponderen met een bepaalde Ca^{2+} bezetting.

s gevolg
s groot.

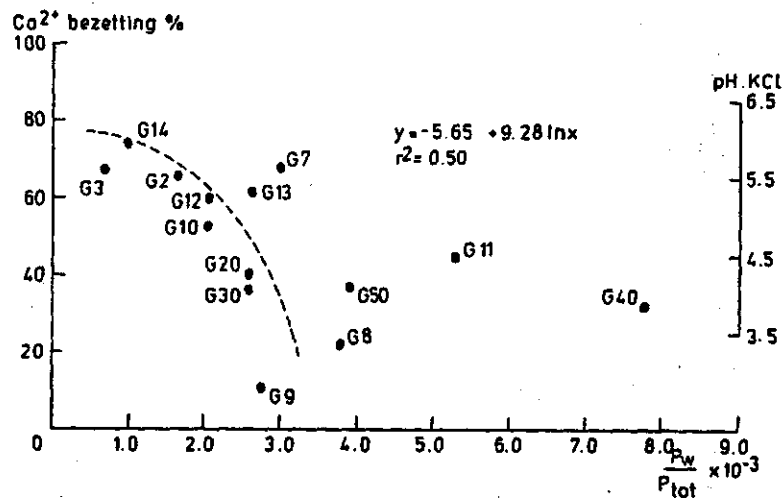


Fig. 15. Relatie tussen de Ca²⁺ bezetting en de wateroplosbare fractie van de totaal fosfor gehalten in de bovengrond

Uit de figuur zou afgeleid kunnen worden dat bij een daling van de Ca²⁺ bezetting aanvankelijk een sterke toename van de P_w fractie optreedt maar vanaf een Ca²⁺ bezetting van ± 50% nog slechts geringe stijging van de P_w fractie optreedt. In dit geval lijkt de praktijk in overeenstemming met de theorie dat calciumfosfaten in het traject 4,5 < pH < 6 redelijk oplosbaar zijn.

Indien de monsters G11 en G40 buiten beschouwing worden gelaten, kan de gevonden relatie worden beschreven volgens de lijn:

$$y = -5,65 + 9,28 \ln x \quad (r^2 = 0,50)$$

waarbij

$$x = P_w/P_{tot}$$

y_o overeenkomt met 80% Ca^{2+} bezetting

y_{ro} " " 70% "

etc.

Indien uitsluitend de monsters G9, G8, G50, G11 en G40 in beschouwing worden genomen lijkt een tweede tendens aanwezig te zijn waarbij met stijgende pH juist een toename van de P_w fractie optreedt.

SCHEFFER en SCHACHTSCHABEL (1976) blz. 237 schrijven dit verschijnsel toe aan het in oplossing gaan van aluminium en ijzer fosfaten. variscit ($AlPO_4 \cdot 2H_2O$) respectievelijk strengit ($FePO_4 \cdot 2H_2O$).

In hoofdstuk 3.1 werd erop gewezen dat onder anaërobe condities de oplosbaarheid van ijzerfosfaten kan toenemen doordat ijzer gereduceerd wordt: deze tweewaardige ijzerzouten (Vivianiet, $Fe_3 (PO_4)_2$) zijn beter oplosbaar.

Conclusie

Bij afnemende Ca^{2+} bezetting neemt de P_w fractie minder sterk toe dan op grond van mineralisatie mag worden verwacht.

Dit is toe te schrijven aan het feit dat toenemende mineralisatie gepaard gaat met verzuring van de bodem. Bij een dalende pH neemt de oplosbaarheid van calciumfosfaten aanvankelijk sterk toe zodat evenredig aan de mineralisatiesnelheid fosfaationen beschikbaar komen, maar bij verdere pH daling neemt de openbaarheid sterk af zodat bij mineralisatie vrijkomende fosfaten gefixeerd worden.

In zure milieu's speelt de oplosbaarheid van ijzer en aluminium fosfaten een belangrijke rol.

6. SULFAAT IN BODEM EN GRONDWATER

Binnen het reservaat worden op enkele plaatsen op de waterscheiding extreem hoge sulfaat concentraties aangetroffen in het ondiepe grondwater (2 m -mv). De sulfaatconcentraties variëren tussen de 300 en 500 mg/l (KEMMERS en JANSEN, 1980). De herkomst van deze sulfaten moet van locale oorsprong zijn. Gezien de geïsoleerde hydrologische ligging is aanvoer van elders in het grondwater uitgesloten.

In de ondergrond van het reservaat komt een lemige organogene laag van 10-20 cm dikte voor (JANSEN en KEMMERS, 1982). Onderzocht werd of de hoge sulfaatgehalten in het grondwater afkomstig kunnen zijn van pyriet-achtige verbindingen in de organogene afzetting.

Op een drietal plaatsen in het reservaat werden bodemonsters genomen van de organogene laag en van het daarboven en daaronder voorkomende bodemmateriaal.

De bodemonsters werden geanalyseerd op een aantal fysische en chemische componenten welke in tabel 4 van de bijlage zijn vermeld. Pyriet werd via een indirecte methode bepaald. Daarbij is de overmaat van SO_4^{2-} over Ca^{2+} van een met een $\text{HNO}_3\text{-HCl}$ behandeld monster, afkomstig van pyriet.

Uit de analyse resultaten blijkt dat in geen enkel monster de SO_4^{2-} afkomstig is van pyriet. De analyse resultaten wijzen uit dat op alle drie de locaties een duidelijk grotere mate van S-verbindingen in de organogene laag voorkomt dan daarbuiten. Het is aannemelijk dat deze zwavelverbindingen van organische componenten afkomstig zijn.

De mogelijkheid dat deze organische S-verbindingen geoxideerd worden en daardoor hoge sulfaatconcentraties in het grondwater veroorzaken is niet zeer waarschijnlijk. De diepte van de organogene laag is in de zomerperiode nog ruim 1 meter beneden de laagste grondwaterstand gelegen, zodat aanwezigheid van O_2 vrijwel uitgesloten is.

Een laatste verklaring voor de hoge sulfaatconcentraties in het grondwater zou kunnen zijn dat door oxidatie van organische stof in de A-horizont van de bodem SO_4^{2-} gevormd wordt dat door het

neerslagoverschot naar de ondergrond wordt uitgespoeld.

Deze veronderstelling dient nader getoetst te worden.

Conclusie

Hoge sulfaatconcentraties in het grondwater op hydrologisch geïsoleerde plaatsen zijn niet afkomstig van geoxideerde sulfideverbindingen, uit een organogene laag in de ondergrond.

Eveneens uitgesloten is dat deze sulfaten het gevolg zijn van oxidatie van organische zwavelverbindingen in de organogene laag.

7. SAMENVATTING

Bij het onderzoek in Groot-Zandbrink werden een aantal hypothesen uit eerdere onderzoeken getoetst. Daarbij werd vooral aandacht besteed aan de invloed van de zuurstofhuishouding en Ca^{2+} bezetting van het adsorptiecomplex op de N- en P-huishouding.

Op de laagste delen van het Z.W. schraalland blijkt uit metingen van de redoxpotentiaal op een diepte van 20 cm -mv dat er permanent anaerobe condities in de bovengrond aanwezig zijn, waardoor de oxidatie van organisch materiaal wordt geblokkeerd. Op de iets hogere delen blijken voldoende aerobe voorwaarden aanwezig voor de vorming van NO_3^- en PO_4^{3-} . Een complicatie hierbij is dat gedurende natte perioden in de zomer de nitraten weer kunnen worden gereduceerd en dat de fosfaten meer of minder gefixeerd kunnen zijn in afhankelijkheid van de waardigheid van het ijzer ion. Op de hogere delen is met name in de voorjaarsperiode de beschikbaarheid van fosfaat het grootst.

Uit een mineralisatie experiment kon worden afgeleid dat de mineralisatiesnelheid het gehele jaar door vrij constant is. Tot eind mei vindt op de hogere delen ammonificatie plaats waarbij stikstof beschikbaar komt in de vorm van NH_4^+ met een omvang van 6 mg $\text{NH}_4^+/\text{g f. Ntot}$. In de zomer vindt nitrificatie plaats waarbij NO_3^- gevormd wordt in de orde van grootte van 7 mg $\text{NO}_3^-/\text{g f. Ntot}$. Op deze plaatsen zijn vegetaties van het Filipendulion aanwezig.

Door extrapolatie kon worden berekend dat op de laagste delen van het schraalland slechts ammonificatie optreedt gedurende het gehele groeiseizoen in de orde van grootte van 4-5 mg NH_4^+ /g f.Ntot. Op deze plaatsen zijn vegetaties aanwezig met invloeden van het Caricion davallianae en het Molinion.

De Ca^{2+} bezetting van het adsorptie complex in de bovengrond (0-5 cm) blijkt in kwelprofielen met een hoge relatieve Ca^{2+} concentratie van het grondwater bepaald te worden door de diepte van de GLG. Indien de GLG dieper dan 80 cm -mv wegzakt leidt dit tot een snel verlies van Ca^{2+} ionen op het adsorptiecomplex. Deze grens is zeer kritisch. Een daling van de grondwaterstand met ± 30 cm sinds de vijftiger jaren heeft voor de hogere delen van de schraallandjes deze afname van de Ca^{2+} bezetting tot gevolg gehad.

Uit het onderzoek naar het effect van de Ca^{2+} bezetting op de N-huishouding kon geconcludeerd worden dat onder aerobe condities een lagere Ca^{2+} bezetting leidt tot accumulatie van org.N.

Parallel hieraan vindt een toename plaats van de C/N verhouding. Desondanks werden hoge concentraties minerale stikstof aangetroffen in de humus van podzolprofielen. Dit lijkt te moeten worden toegeschreven aan input via neerslag.

Onder condities met een slechte O_2 voorziening vindt bij een hoge Ca^{2+} bezetting een intensieve humificatie plaats, wat leidt tot een organische stof met relatief hoge N-totaal gehalten en een lage C/N ratio.

Bij een toenemende O_2 voorziening treedt mineralisatie van organisch materiaal op waarbij NO_3^- vorming uit NH_4^+ plaatsvindt. Bij dit proces treedt een productie van waterstof ionen op welke bij afwezigheid van een buffermechanisme de Ca^{2+} ionen van het adsorptie complex kunnen verdringen. Naarmate de O_2 voorziening gunstiger is zal de mineralisatie sterker zijn als gevolg waarvan de Ca^{2+} bezetting terugloopt en de N-totaal gehalten afnemen.

De daling van de Ca^{2+} bezetting ten gevolge van de grondwaterstands daling is een gevolg van een toegenomen oxidatie. Deze toegenomen oxidatie heeft geleid tot een grotere beschikbaarheid van minerale stikstof. Op deze plaatsen worden vegetaties aangetroffen die thuishoren tot het Filipendulion.

De aanwezigheid van HCO_3^- rijk grondwater in de wortelzone kan beschouwd worden als een effectieve buffer voor H^+ ionen, waardoor geen verdringing van Ca^{2+} ionen van het adsorptiecomplex plaatsvindt. Op de laagste delen van het Z.W. schraalland komt deze situatie voor. In dit milieu is sprake van vegetaties welke voorkomen in kalkmoerassen: *Caricion davalliana*.

Op plaatsen waar een CaSO_4 type grondwater voorkomt is geen effectief buffermechanisme aanwezig, waardoor een situatie ontstaat waarbij een combinatie van Ca^{2+} rijk grondwater en een zure bodem wordt aangetroffen. Deze situatie doet zich voor in het Z.O. schraalland waar kalkmijdende vegetaties van het *Caricion curto nigrae* worden aangetroffen.

Een situatie waarin een contact tussen de twee milieutypen wordt aangetroffen doet zich voor in het Z.W. schraalland. In deze contactzone komt een zeer specifieke contact-zone-vegetatie voor welke thuishoort bij het *Parnassio-Caricetum pulicaris*.

Uit onderzoek naar de invloed van de Ca^{2+} bezetting op de fosfaathuishouding blijkt dat de wateroplosbare P fractie bij dalende Ca^{2+} bezetting minder sterk toeneemt dan op grond van de mineralisatie verwacht mag worden. Dit lijkt te moeten worden toegeschreven aan de complexering van fosfaationen met calcium-, ijzer- en aluminium zouten waardoor de beschikbaarheid van fosfaat weer afneemt.

Het voorkomen van hoge sulfaatconcentraties in het locale en regionale grondwater kan niet worden verklaard uit het optreden van oxidatie van pyriet of organische zwavelverbindingen in een organogene laag in de ondergrond.

Redoxpotentiaalmetingen in de ondergrond bevestigen de hypothese dat het regionale SO_4^{2-} houdende grondwater in de zomerperiode het Z.W. schraalland beïnvloedt en dat in de winterperioden het locale grondwater de aanwezigheid van het regionale water terugdringt.

8. LITERATUUR

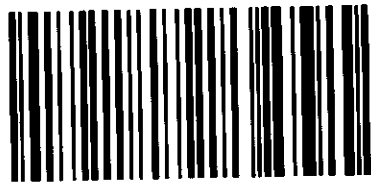
- BAKKER, J.W. (1980) in: Cursus Bodemkunde, Deel I, 5 Gasfase.
Ministerie van Landbouw en Visserij afd. Scholing
- BOTH, J.C. en G. VAN WIRDUM, 1981. Waterhuishouding, Bodem en
Vegetatie van enkele Gelderse reservaten. RIN-rapport 81/18
- BUCKMAN, H.O. en N.C. BRADY, 1960. The nature and properties of
soils. The Macmillan company, New York
- ETHERINGTON, J.R., 1975. Environment and Plant Ecology. John Wiley
& Sons, London
- GROOTJANS, A., 1975. De invloed van grondwaterstands­daling op de
vegetatie in natuurgebieden. Rapport P.P.D. Drenthe
- HEM, J.D., 1960. Some chemical relationships among sulfur species
and dissolved ferrous iron. Geological survey water-supply
paper 1459-C
- HOEKS, J., 1972. Effect of leaking natural gas on soil and vegetation
in urban areas. Pudoc, Wageningen
- JANSEN, P.C. en R.H. KEMMERS, 1980. Relaties tussen hydrologische
parameters en enkele vegetatietypen van het CRM reservaat
'Groot-Zandbrink', ICW nota 1180
- JANSEN, P.C. en R.H. KEMMERS, 1982. Aanvullingen betreffende de
hydrologie van het CRM reservaat Groot Zandbrink, ICW nota
1326
- KEMMERS, R.H. en P.C. JANSEN, 1980. De invloed van chemische factoren
in grondwater en bodem op enkele vegetatietypen in het CRM
reservaat 'Groot Zandbrink', ICW nota 1181
- _____ 1982. Interfering streampatterns as cause of the presence
of gradiënt vegetations in Proc. of Perspectives in
Landscape Ecology
- MATZNER, E. en B. ULRICH, 1980. Der Transport von chemischen
Elementen in einem Heideökosystem (*Calluna vulgaris*) in
Nordwestdeutschland. Zeitschrift für Pflanzenernährung
und Bodenkunde 143 (6)

- SCHEFFER, F. und P. SCHACHTSCHABEL, 1976. Lehrbuch der Bodenkunde
9 auflage, Ferdinanc Enke Verlag, Stuttgart
- STEENVOORDEN, J. en H.P. OOSTEROM, 1973. Stikstof, fosfaat en
organisch materiaal in de grond en in oppervlaktewater.
Cultuurtechnisch Tijdschrift 6
- TAKAI, Y. and T. KAMURA, 1966. The mechanism of reduction in water-
logged paddy soil. Folia Microbiol. 11: 304-313
- WIRDUM, G. VAN, 1979. Dynamic aspects of trophic gradients in a
mire complex. Proceedings and informations no. 25 Commissie
voor Hydrologisch Onderzoek-TNO
- _____ in press. Linking up the natec subsystem in models for the
water management. Proceedings and informations no. 27. Commissie
voor Hydrologisch Onderzoek-TNO
- ZÖTTLE, M., 1960. Methodische Untersuchungen zur Bestimmung der
Mineralstickstoffnachlieferung des Waldbodens. Forstw.
Cbl. 79: 72-90



WAGENINGEN UR
For quality of life

Wageningen UR library
P.O.Box 9100
6700 HA Wageningen
the Netherlands
www.library.wur.nl



10000910007242

... bodemanalyses van de bovengrond (0-5 cm)

Monster- code	pH		org. stof	SG	Prot	Pw	C-el	Ntot	Nmin	K	Na	Ca	Mg	H	m+NAP
	H ₂ O	KCl													
%															
mg P ₂ O ₅ 100 gr															
mg/kg															
meq/100 g															
G2	5,9	5,1	7,9	2,42	0,05	2	4,02	0,34	20	0,2	0,2	17,7	2,6	6,0	3,709
G3	5,9	5,1	9,2	2,39	0,06	1	4,66	0,32	19	0,2	0,2	16,6	2,0	5,9	3,690
G7	5,9	5,1	9,9	2,43	0,04	3	3,41	0,33	13	0,2	0,2	14,6	1,8	4,8	3,638
G8	4,4	3,4	20,7	2,16	0,06	5	10,93		7	0,4	0,2	7,5	1,0	25,5	3,744
G9	4,1	3,0	36,7	1,82	0,10	5	18,67		29			7,5	1,9	62,5	3,958
G10	5,9	5,1	9,0	2,43	0,04	2	4,44	0,27	15	0,2	0,1	10,3	1,5	7,3	3,734
G11	5,5	4,5	8,3	2,50	0,03	4	3,31	0,21	8	0,1	0,1	5,9	0,9	6,1	3,707
G12	6,1	5,3	5,9	2,44	0,04	2	2,63	0,21	16	0,1	0,1	8,5	1,4	4,0	3,623
G13	6,3	5,5	5,2	2,53	0,03	2	2,25	0,18	9	0,1	0,1	9,0	0,9	3,6	3,585
G14	6,2	5,5	7,1	2,46	0,04	1	3,17	0,24	12	0,1	0,1	13,7	1,4	3,3	3,561
G20	5,2	4,1	3,3	2,54	0,03	2	1,70	0,13	10	0,1	0,1	3,4	0,5	4,4	3,774
G30	5,0	3,9	3,1	2,56	0,03	2	1,61	0,11	9	0,1	0,1	3,6	0,5	5,8	3,875
G40	5,1	4,0	5,9	2,56	0,03	6	2,33	0,14	8	0,1	0,1	3,1	0,4	6,1	3,867
G50	5,1	3,9	4,1	2,54	0,03	3	1,72	0,16	11	0,2	0,1	4,0	0,6	6,0	3,734
G60	4,3	3,0	33,7	2,10	0,07	25	13,19		38	0,4	0,2	5,6	1,4	42,9	4,237

