



Ecohydrologische Systeemanalyse Luttenbergerven

November 2010



Watercycle Research Institute

Ecohydrologische Systeemanalyse Luttenbergerven

November 2010

© 2010 KWR

Alle rechten voorbehouden.

Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd, 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.

Colofon

Titel

Ecohydrologische Systeemanalyse Luttenbergerven

Projectnummer

A308086

Onderzoeksprogramma('s)**Projectmanager**

Gé van den Eertwegh

Opdrachtgever

Waterschap Groot Salland/Staatsbosbeheer

Kwaliteitsborger(s)

J.P.M. Witte

Auteurs

Runhaar

Raterman

Aggenbach

Verzonden aan

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

Inhoud

Inhoud	1
1 Inleiding	4
1.1 Aanleiding en doel van het onderzoek	4
1.2 Methode hydrochemisch onderzoek	6
1.3 Begeleiding project	8
2 Geologie en ontstaansgeschiedenis	9
2.1 Geologie en bodem	9
2.2 Historie	11
2.3 Discussie	13
2.4 Conclusies	15
3 Inrichting en waterhuishouding	16
3.1 Inrichting en beheer	16
3.2 Grondwaterstanden en stijghoogten	17
3.3 Discussie	23
3.4 Conclusies	24
4 Chemie bodem en water	25
4.1 Grondwaterkwaliteit	25
4.2 Bodemkwaliteit	28
4.3 Waterkwaliteit meetpunt SLV18 Ecologisch Meetpunt waterschap	30
4.4 Conclusies	32
5 Vegetatie	33
5.1 Historische vegetatiebeschrijvingen	33
5.2 Veranderingen in soortensamenstelling	38
5.3 Conclusies	38
6 Discussie	39
6.1 Herkomst basenrijkdom	39
6.2 Mogelijkheden voor herstel	43
7 Conclusies en aanbevelingen	45
8 Literatuur	47
I Profielbeschrijvingen meetpunten	48

1 Inleiding

1.1 Aanleiding en doel van het onderzoek

In de jaren 90 van de vorige eeuw zijn in het natuurreservaat Luttenbergerven diverse maatregelen in het rond het gebied genomen gericht op het herstel van blauwgraslanden, heischrale graslanden en zwak gebufferde vennen. Maatregelen bestonden uit het plaggen en verwijderen van houtopslag (uitgevoerd tussen 1991 en 2006), vernatting door het dempen van sloten binnen het natuurgebied (uitgevoerd in 1997) en een wateraanvoerplan in de directe omgeving (uitgevoerd in 1998). Vraag is in hoeverre deze maatregelen hebben doorgewerkt op de waterhuishouding in het gebied, en in hoeverre aanvullende maatregelen nodig zijn om de hydrologische condities te creëren die nodig zijn voor de duurzame instandhouding van de genoemde vegetatietypen.

Daarbij gaat de aandacht met name uit naar de aanvoer van basenrijk water, noodzakelijk voor de zuurbuffering van de standplaatsen. Naar verwachting heeft in het verleden aanvoer van basenrijk grondwater een belangrijke rol gespeeld in het ontstaan van soortenrijke vegetaties kenmerkend voor gebufferde standplaatsen. Beter inzicht in de herkomst van het basenrijke grondwater is noodzakelijk om te kunnen bepalen welke maatregelen nodig zijn om de waterhuishouding van het gebied te herstellen. Over de herkomst van het grondwater bestaan verschillende hypothesen. Door Jansen & Maas (1995) wordt verondersteld dat basenrijk grondwater in het terrein toestroomt als gevolg van opbolling van de freatische stand in de westelijk van het gebied gelegen zandrug. Het betreft hier een lokaal grondwatersysteem waarin alleen periodieke toestroming optreedt van basenrijk grondwater naar de randen van de laagtes in natte periode. Voor dit mechanisme is zowel opbolling in de zandrug als inundatie van voldoende duur in laagtes noodzakelijk. Een andere mogelijkheid is toevoer van basenrijk grondwater door stroming vanuit een regionaal grondwatersysteem waarvan het intrekgebied op de Sallandse heuvelrug ligt (Kooiman, 2003). Daarnaast kan ook toestroming van basenrijk oppervlaktewater in het verleden een rol hebben gespeeld.

Een aanvullende vraag is die naar de oorzaak van de door het waterschap geconstateerde eutrofiëring van het oppervlaktewater in het noordelijk deel van het gebied. Oorzaak hiervan is niet duidelijk. Mogelijk heeft tijdelijke instroom van oppervlaktewater a.g.v. van het wateraanvoerplan geleid tot instroom van eutroof oppervlaktewater. Een andere mogelijkheid is aanvoer van nutriënten door pleisterende vogels en interne eutrofiëring. Dit laatste kan vooral zijn opgetreden in het noordwestelijke deel waar ondanks het plaggen veel organisch bodemmateriaal is achtergebleven. Dit organisch materiaal kan door de vernatting sterk zijn gaan mineraliseren en daarnaast kan door verlaging van de redoxpotentiaal mobilisatie van anorganisch fosfaat zijn opgetreden.

Om deze vragen te beantwoorden is door Staatsbosbeheer Deventer eind 2009 opdracht verleend aan KWR voor het uitvoeren van een ecohydrologisch onderzoek. In de opdracht zijn de volgende onderzoeksvragen geformuleerd:

- hebben de in 2003 vastgestelde trends in grondwaterstanden in en rond het Luttenbergerven zich voortgezet (door langere meetreeksen is nu met meer zekerheid het optreden van trendmatige veranderingen vast te stellen) en hoe groot zijn de opgetreden veranderingen?
- hoe is het gesteld met de basenrijkdom van bodem en het grondwater in de bovenste meters van de ondergrond?
- vindt buffering van de zuurgraad op relatief basenrijke standplaatsen alleen plaats door kationuitwisseling? (indien dat zo is dan is de zuurgraadbuffering niet duurzaam)
- treedt nog toestroming van basenrijk grondwater op?
- door welk proces treedt of trad toestroming van basenrijk grondwater op (lokaal of regionaal systeem, invloed aanwezigheid van ondiepe kalkrijke lagen of door een combinatie van beide)?
- hoe hing de historische en hoe hangt de actuele zonatie van vegetatietypen samen met de hydrologische en chemische processen?

- wat zijn de hydrologische effecten geweest van het uitgevoerde wateraanvoerplan op het Luttenbergerven?
- welke type aanvullende maatregel is nodig voor duurzaam herstel van basenrijke standplaatsen tbv blauwgrasland en heischrale graslanden?
- is met zulke maatregelen ook duurzaam behoud/ ontwikkeling mogelijk van zwakgebufferde venvegetatie en bijbehorende fauna?
- wat is de oorzaak van een hoge voedselrijkdom en eutrofiering van plassen en noordwestelijk deel van het Luttenbergerven?
- welke maatregelen zijn nodig voor het stoppen van eutrofiering en verlagen van de voedselrijkdom in de eutrofe zeer natte delen?

Voor de beantwoording van de vragen is deels gebruik gemaakt van bestaande gegevens. Voor grondwaterstanden en geologie is gebruik gemaakt van gegevens uit DINO-loket, voor historische kaarten van de website www.watwaswaar.nl, en voor vegetatiegegevens is gebruik gemaakt van eerder gepubliceerde gegevens uit karteringen en pq-onderzoek.

Om beter zicht te krijgen op samenstelling van bodem en grondwater is in opdracht van het waterschap Groot-Salland een aanvullend hydrochemisch onderzoek uitgevoerd. In de volgende paragraaf wordt ingegaan op de inrichting voor het tijdelijke meetnet dat voor dat doel is opgezet en wordt aangegeven welke analyses zijn uitgevoerd.

Bij de opstelling van dit rapport is ook gebruik gemaakt van de resultaten van onderzoek door het Waterschap Groot-Salland. In de eerste plaats gaat het om een geohydrologische systeemanalyse (Ros, 2010) die is uitgevoerd om na te gaan (a) hoe het hydrologische systeem in het verleden heeft gefunctioneerd, en (b) wat de effecten zijn van vernattingsmaatregelen in de omgeving. Voor deze analyse is door het waterschap gebruik gemaakt van het hydrologische model MIPWA. In dit rapport zijn de belangrijkste conclusies uit het onderzoek overgenomen. Daarnaast is ook gebruik gemaakt van monitoringgegevens uit het Ecologisch Meetnet van het waterschap. Daarin worden zowel de waterkwaliteit als de soortensamenstelling van een aantal wateren in het waterschap gevolgd. Eén van de meetpunten ligt in het vennetje in het noordelijk deel van het Luttenbergerven.



Figuur 1-1 Ligging monsterpunten Luttenbergerven

1.2 Methode hydrochemisch onderzoek

Meetnet waterchemie

Grondwater en bodemvocht zijn bemonsterd in een transect met meetlocaties. Het transect loopt van noord naar zuid (locatie 2 naar 9) en door kruist de grote laagte in het noordelijk deel en de kleinere laagte in het zuidelijk deel. Dit transect heeft ook meetlocaties in de hoger gelegen terrein delen (locaties 5, 6, 7 en 9). Een aanvullende locatie is gekozen in de westelijke zone van de grote laagte wegens het voorkomen van blauwgrasland. De metingen dienen inzicht te geven in hydrochemie van het grondwater / bodemvocht in de bodem de bovenste meters van het freatisch pakket (Tabel 1-1). Daarnaast is ook oppervlaktewater bemonsterd wanneer dat aanwezig was. In de bovenste meter zijn op vier verschillende diepten zogenaamde rhizons geplaatst. Hiermee kan van een dunne horizont bodemvocht worden bemonsterd. Het voordeel van rhizons is ook dat ze bodemvocht kunnen bemonsteren in de onverzadigde zone. De rhizons zijn alleen op de locaties geplaatst in lage en middelhoge delen omdat juist op die locaties inzicht in de chemische variatie belangrijk is voor de grondwaterafhankelijke vegetatie. Tussen 1 en ca. 4.5 m zijn minifilters geplaatst met een onderlinge afstand van een 0.5 tot 1.0 m. De exacte diepte van deze filters kan iets afwijken en wordt vermeld in bijlage I. Minifilters bestaan uit een buisje van 10 cm met een glaswolfilter. De minifilters zijn geplaatst in een boorgat (pulsboring met mantel) dat ca. 1 m is verwijderd van de locatie van de rhizons ten einde verstoring van de waterchemie door het boorgat in de rhizons te voorkomen. Rhizons worden geplaatst via een zeer smal boorgat, waardoor hier chemische verstoring gering is. Via dunne slangen is het bodemvocht en grondwater bemonsterd. De filters zijn geïnstalleerd in september 2009. Bemonstering vond plaats op 3 momenten: najaar 2009 (4 en 26 november), voorjaar 2010 (7 april) en nazomer 2010 (9 en 11 augustus). In de nazomer 2010 zijn ook nog een aantal peilbuizen van het waterschap in de omgeving van het Luttenbergerven bemonsterd met het doel inzicht te krijgen in de vermesting van het ondiepe grondwater (zie bijlage I voor buisgegevens).

Tabel 1-1 Diepte en filtertype op de meetlocaties.

Diepte (m-mv)	Type filter	Locaties
0.10	rhizon	alle monsterpunten muv 7 en 9
0.25	rhizon	
0.50	rhizon	
1.00	rhizon	
1.50	minifilter	alle monsterpunten muv 4
2.50	minifilter	
3.50	minifilter	
4.50	filterbuis	alle monsterpunten

Bemonstering water

Bemonstering vond plaats op 3 momenten: najaar 2009 (4 en 26 november), voorjaar 2010 (7 april) en nazomer 2010 (9 en 11 augustus). In de nazomer 2010 zijn ook nog een aantal peilbuizen van het waterschap in de omgeving van het Luttenbergerven bemonsterd met het doel inzicht te krijgen in de vermesting van het ondiepe grondwater (zie bijlage I voor buisgegevens). Rhizons en minifilters zijn op dezelfde dag vooraf aan de bemonstering voorgespoeld (water opzuigen). Alle monsters zijn gefilterd. De rhizonmonster worden door de poreuze naald van de rhizon gefilterd (0,22 µm) en de monsters van oppervlakte- en grondwater zijn gefilterd met inline filters (0,45 µm). Monsters voor analyse van elementen met ICP zijn aangezuurd met 0,7 ml suprapuur 65 % salpeterzuur. Monsters voor analyse van ortho-P en NH₄ zijn in de tweede en derde bemonsteringsronde aangezuurd met 0,15 ml suprapuur 50% zwavelzuur. In het veld zijn het elektrisch geleidingsvermogen (EGV) en pH gemeten. Verdere analyses heeft plaatsgevonden in laboratoria. Tabel 1-2 geeft een overzicht van de gebruikte analyse methoden.

Tabel 1-2 Overzicht van gebruikte analyse methode. Monstertype: O = oppervlaktewater, R = bodemvocht bemonsterd via rhizon, G = grondwater bemonsterd via peilbuis of minifilter

typemonster	analyse	methode
O, R, G	pH, EGV met kleine electrode in minicel	met elektroden
R	HCO ₃ , Cl, SO ₄ , TON, NO ₂	ionchromatografie
O, G	Cl	cNEN-EN-ISO 15682
O, G	HCO ₃	NEN-EN-ISO 9963
O, G	SO ₄	cNEN-ISO 22743
O, G	TON, NO ₂	cNEN-EN-ISO 13395
O, R, G	ortho-P	cNEN-EN-ISO 15681-2
O, R, G	NH ₄	cNEN 6646
O, R, G	metalen	cNEN-EN-ISO 17294-2

Metingen stijghoogten

Bij de bemonsteringslocaties is samen met de minifilters een filterbuis geïnstalleerd op ca 4,5 m diepte. De waterstanden zijn in deze peilbuizen gemeten tijdens het bemonsteringsmoment en geven inzicht in de stijghoogte.

Bodembemonstering

Bodembemonstering heeft plaatsgevonden op de locaties 2, 3, 4, 5, 6, 8 en 11. Bemonstering vond plaats met een humushapper en twee lagen van de topbodem zijn bemonsterd. Juist de toplaag is belangrijk voor de vegetatie. Als een ecto-organische laag aanwezig was is deze laag en 10 cm van de onderliggende minerale laag beschreven. Een ecto-organisch laag is een bodemhorizont die bestaat uit organisch materiaal dat bovenop het minerale profiel is afgezet (strooisel, wortelmatten, veen). Indien een ecto-organisch laag ontbrak zijn de horizonten van ca 0-10 cm en 10-20 cm onder maaiveld bemonsterd. Voor elk monster zijn drie deelmonsters verzameld en gemengd ten einde zeer kleinschalige ruimtelijke verschillen op een locatie uit te middelen. Monsters zijn ingevroren bij -18°C totdat analyse plaatsvond.

Analyse bodemonsters

De monsters zijn na verwijdering van grote levende wortels in het laboratorium gedroogd (60°C) en gemalen. Tabel 1-3 geeft de variabelen die zijn geanalyseerd en de gebruikte analyse methode.

Tabel 1-3 Variabelen en analysemethode voor de bodemanalysen.

Variabelen	Meetmethode
pH_KCl	pH in geschat bodemonster in 1M KCl-oplossing
pH_H ₂ O	pH in geschat bodemonster in demiwater
bulk density	gravimetrisch
organisch stofgehalte	thermogravimetrisch: gloeien bij 550 °C tot snelheid gewichtsverlies klein is
oxalaatextractie Fe, Al en P	extractie met ammoniumoxalaat, analyse met AAS
uitwisselbaar Al, Ca, Mg, Na, K, Fe, H en CEC	Bascomb-extractie met gebufferde BaCl ₂ -oplossing (pH=8.1); analyse basen met AAS

Beschrijving profielen

Op de meetlocaties voor water en bodemchemie is de profielopbouw beschreven. Daarbij zijn textuur, kleur beschreven en is met de kalkbruismethode aan- of afwezigheid van kalk vastgesteld. Het minerale profiel is beschreven op basis van de boring die gemaakt is voor het plaatsen van de minifilters. Van de toplaag is het humusprofiel tijdens de bodembemonstering beschreven. Met een humushapper zijn de bovenste 30-50 cm gestoken en dit maakt een gedetailleerde beschrijving mogelijk. Typering van humushorizonten heeft plaatsgevonden met de methode zoals beschreven door van Delft (2004).

1.3 Begeleiding project

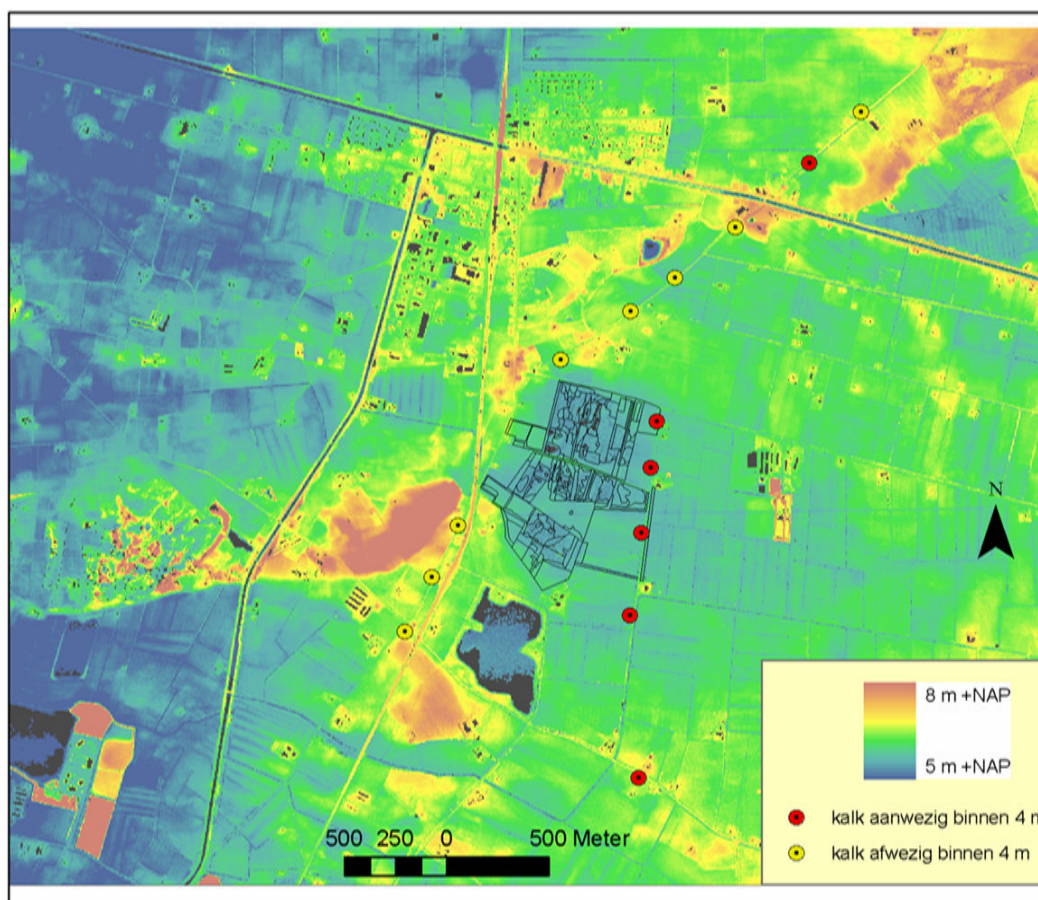
Het project is begeleid door medewerkers van Waterschap Groot Salland en Staatsbosbeheer, te weten:

- Marjet Hooft (Waterschap Groot Salland)
- Barry Ros (Waterschap Groot Salland)
- Francis de Graaf (Waterschap Groot Salland)
- Ton Klomphaar (Staatsbosbeheer)
- Corné Balemans (Staatsbosbeheer)
- Gé van den Eertwegh (KWR)

2 Geologie en ontstaansgeschiedenis

2.1 Geologie en bodem

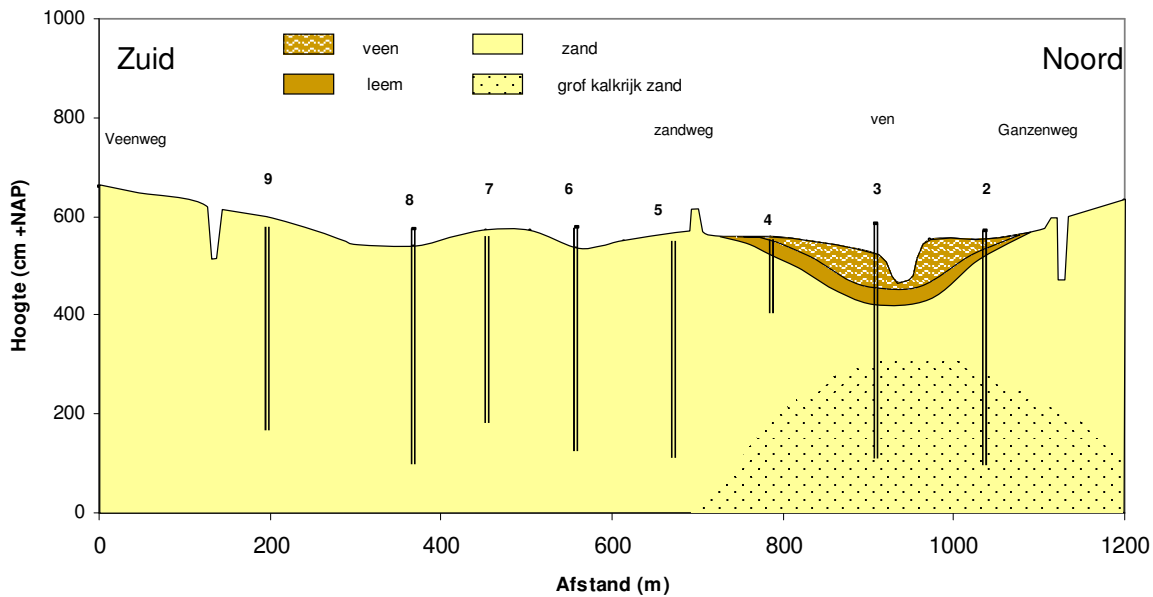
Het Luttenbergerven ligt in een laagte, het Schanenbroek, aan de westflank van de Sallandse Heuvelrug. Ten noorden, oosten en zuiden wordt het Schanenbroek begrensd door respectievelijk de Lemelerberg, de Holterberg en de Luttenberg. Aan de westzijde wordt de laagte begrensd door een lage dekzandrug (Figuur 2-1). Volgens de (grote) schematisatie in REGIS bestaat de bovengrond van het Lemelerveld uit dekzand (formatie van Boxtel, ca 3-7 m +NAP), daaronder liggen rivierzanden uit de formatie van Kreftenheije (ca 3m +NAP tot 12 m –NAP). In de rivierafzettingen uit de formatie van Kreftenheije komen ook kleilagen voor. In een boring net ten noorden van het Luttenbergerven komt op een diepte van 13,5 tot 17,5 meter klei voor die door de Rijn is afgezet in het Eemien (formatie van Zutphen). De verspreiding van deze laag is echter onduidelijk (Ros, 2010). In een boring net ten westen van het Luttenbergerven ontbreekt de laag. Uit boringen in de omgeving blijkt dat op meerdere plekken aan de oostzijde van het Luttenbergerven grof kalkrijk rivierzand uit de formatie van Kreftenheije is aangetroffen in de ondergrond (Figuur 2-1).



Figuur 2-1 Hoogteligging onderzoeksgebied en aanwezigheid kalk op basis boringen opgenomen in REGIS

Het voorkomen van kalk in de ondergrond is in Salland niet ongebruikelijk. Door Knibbe (1969) wordt aangegeven dat in de gleygronden (vnl. beekerdgronden) in Salland op een diepte van 120 tot 200 cm beneden maaiveld koolzure kalk wordt aangetroffen. Hoewel het onderzoek van Knibbe zich beperkte tot de gleygronden wordt aangegeven dat in de podzolgebieden de kalkgrens dieper ligt, waarbij

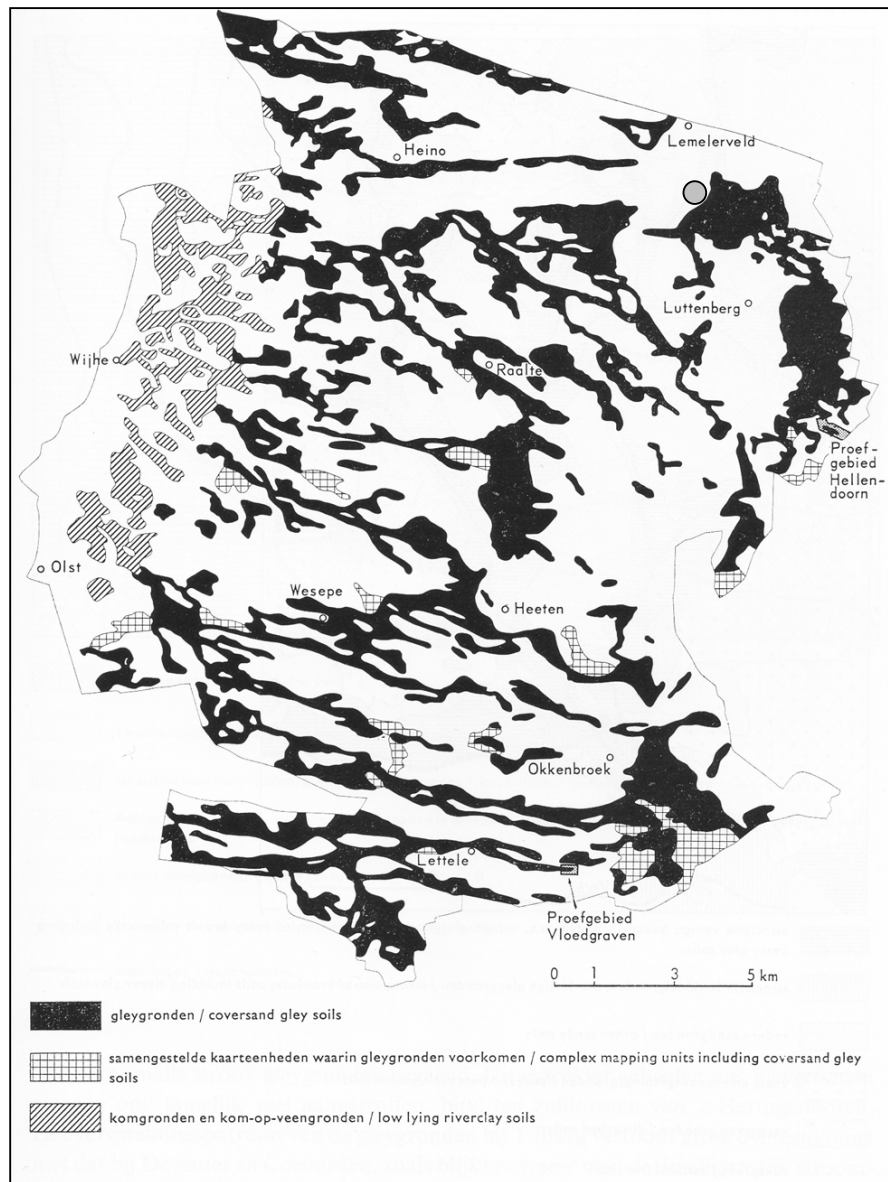
kalkuitspoeling als belangrijkste oorzaak wordt aangevoerd. In de gleygronden zou als gevolg van kwel geen uitloging hebben plaatsgevonden. Het voorkomen van kalk op basis van boringen (Figuur 2-1) past binnen het patroon zoals beschreven door Knibbe, waarbij in de lager gelegen gleygronden ondiep kalk voorkomt.



Figuur 2-2 Lengteprofiel door Luttenbergerven

Figuur 2-2 toont de bodemopbouw en de ligging van de monsterpunten in een noord-zuidprofiel door het Luttenbergerven. De bodem bestaat overwegend uit (matig) fijn zand. In de punten 5 t/m 8 is de eerste halve meter tot een meter van het zand lemig, wat kenmerkend is voor dekzand. Het ven zelf ligt in een laagte die is opgevuld met leem en veen (zeggenveen met houtresten van Els). De leemlaag wordt in het beheersplan van Staatsbosbeheer uit 1986 beschreven als een meerbodemaafzetting, gevormd aan het einde van de laatste ijstijd. Onder het ven en in de omgeving van het ven komt in de ondergrond op een diepte van meer dan 2 meter kalkrijk grof zand voor.

Volgens de 1:50.000 bodemkaart en een in het beheersplan van Staatsbosbeheer uit 1986 weergegeven bodemkaart van het Luttenbergerven uit 1961 (waarschijnlijk gebaseerd op detailkartering, Buitenhuis 1962) bestaat de bodem in het Luttenbergerven geheel uit moerige podzolen. De dekzandruggen ten noorden, westen en zuiden van het Luttenbergerven bestaan voornamelijk uit veldpodzolen. Ten zuiden van de dorpskern komen zeer lokaal ook stuifzanden (vlakvaagroonden, duinvaagroonden) voor. Het gaat om een uitloper van de stuifzandrug die zicht uitstrekt van Heino tot Lemelerveld. Ten oosten van het Luttenbergerven, in het Schanenbroek, bestaat de bodem overwegend uit beekerdgronden. Deze beekerdgronden liggen als een ring rondom de zuidoostelijk gelegen Luttenberg (Figuur 2-3). Volgens de bodemkaart uit het beheersplan van Staatsbosbeheer uit 1986 komt ten zuidwesten van het reservaat een overgangszone voor met gooreerdgronden.



Figuur 2-3 Verspreiding beekerdgronden ('gleygronden') in Salland volgens Knibbe (1969). Grijs cirkel geeft ligging Luttbergen aan.

2.2 Historie

Op de topografische kaart van 1848 maakt het Luttbergen nog deel uit van een groot moerasgebied dat het merendeel van het gebied tussen Luttbergen, Lemele, Eerde, Rechten en Heino beslaat (Figuur 2-4). Het moerasgebied ten oosten van het Luttbergen, het huidige Schanenbroek, wordt op deze kaart aangeduid als het Schandbroek. Het Schanenbroek is nog niet ontgonnen. Wel begint aan de noordzijde van het huidige Luttbergen een sloot (de Uitwatering) die het Schanenbroek in oostelijke richting afwaterd. Dit wijst erop dat ontginning ongeveer in deze tijd is begonnen.



Figuur 2-4 Lemelerveld in 1848 op basis topografische militaire kaart van 1848 (kaartbladen 22-2rd en 28-1rd).

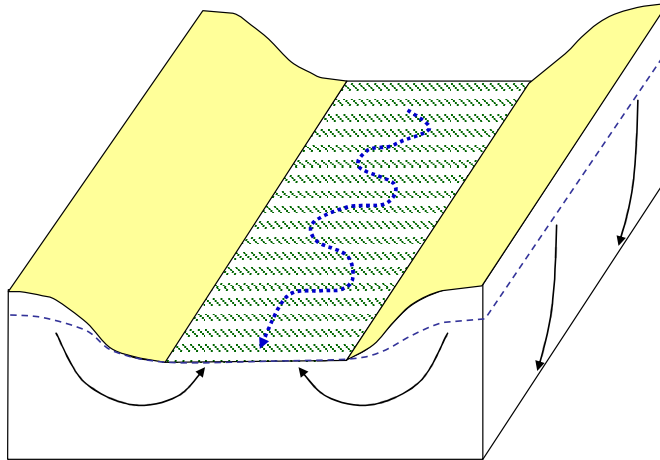
Op de militair-topografische kaart van Hellendoorn uit 1909 is het centrale deel van het moerasgebied ten oosten van het Luttenbergerven, nu aangeduid als het Schanebroek, al wel ontgonnen. De randen bestaan echter nog grotendeels uit heide. Het huidige Luttenbergerven staat op een kaart uit dezelfde periode aangegeven als Het Kleine Veen, en wordt aan de westzijde begrensd door heidegebied (Figuur 2-5, links). Op de topografische kaart van Hellendoorn uit 1935 is de ontginning van het Schanebroek ten oosten van het Luttenbergerven vrijwel afgerond op een paar heidesnippertje na. In het centrale deel van het Schanebroek staat een aantal windmolens aangegeven die werden gebruikt om het water uit te malen. Het huidige Luttenbergerven wordt op een kaart uit dezelfde periode aangegeven als een moerassige laagte die wordt aangeduid als Het Schanebroek (Figuur 2-5 rechts). De heidevelden ten westen van het Luttenbergerven zijn ontgonnen. Ook hier zijn een aantal watermolens aangegeven die waarschijnlijk gebruikt werden om het water uit het oostelijker gelegen Lemelerveld uit te slaan op wat hier staat aangegeven als De Waterleiding. Op de topografische kaart van 1954 is het gehele gebied met uitzondering van het Luttenbergerven ontgonnen. Het Luttenbergerven staat aangegeven als natte heide, ook op deze kaart is geen ven aangegeven. Wel zijn er tekenen die wijzen op vervening. In het noordelijk deel, waar nu het ven ligt, liggen een paar brede sloten die het karakter hebben van petgaten, meer zuidelijk liggen een paar kleine vennetjes. In 1960 waren de restanten van de voorgaande vervening nog goed zichtbaar. Volgens de beschrijving van Gaasenbeek (1960) kwamen in het noordelijk deel van het Luttenbergerven noord-zuid lopende onvergraven veenstroken voor (zie Figuur 5-1). Kleinschalige verveningen hebben naar verwachting ook voor die tijd al plaatsgevonden. Volgens Spek et al. (2010) was de noordwesthoek van het Schanenbroek, aangeduid als Kluinveen, een van de meest geliefde plekken om turf te steken. Het is niet duidelijk of het Kluinveen het zelfde is als het Kleine Veen op de topografische kaart van 1910. Volgens Spek et al. lagen ten zuiden van het Kluinveen vroeger leemkuilen, waar leem werd gegraven dat gebruikt werd om de wanden van boedrijven en schuren mee aan te smeren. Dit zijn waarschijnlijk de plassen die op de militair-topografische kaart van 1848 zijn te zien ten zuiden van het Luttenbergerven.



Figuur 2-5 Luttenbergervan (aangeduid als Schanebroek of het Kleine Veen) op militair-topografische kaart Heino uit resp. 1910 (links) en 1934.

2.3 Discussie

Een vraag in dit onderzoek is op welke wijze het ecohydrologische systeem van het Schanebroek heeft gewerkt vóór ontginning en ontwatering. In het merendeel van het Schanebroek bestaat de bodem uit beekeergronden die tenminste deels ondiep kalkrijk zijn. Op basis van de ijzeraanrijking en het feit dat de ondergrond niet is ontkalkt is het waarschijnlijk dat de in Salland voorkomende beekeerdgronden zijn gevormd onder invloed van kwel met ijzerrijk grondwater (Knibbe, 1969). Omdat waterlopen in Salland pas later zijn gegraven is niet geheel duidelijk of en op welke manier de laaggelegen gebieden met beekeerdgronden in het verleden afwaterden. Een groot deel van de in Salland voorkomende beekeerdgronden liggen in oost-west verlopende geleidelijk naar het Ijseldal aflopende laagtes tussen dekzandruggen die 's winters onder water stonden (Spek et al. 2010; zie ook beschrijving Theo Spek op de website www.natuurlijk.nl/geologie/geologie.htm, in artikel: 'Geen beekdalen maar dalvormige dekzandlaagten'). Het door Jansen en Maas (1995) beschreven oppersmechanisme zal daarbij een belangrijke rol hebben gespeeld: doordat in de winter de stijghoogte in de dekzandruggen hoger was dan de oppervlaktewaterpeilen in de laagtes vond in de winter aanvoer van grondwater plaats. Maar ook oppervlakkige afvoer van water zal waarschijnlijk een rol hebben gespeeld. Het meest waarschijnlijke is dat de laagtes het karakter gehad van van doorstroomgebieden waarin het verschil tussen oppervlaktewaterstroming en grondwaterstroming diffuus is, doordat water op de ene plek opkwelt om elders in een 'benedenstroomse' plek weer te infiltreren (Figuur 2-6). Volgens Spek et al. bestond de begroeiing van de dalvormige dekzandlaagten uit een afwisseling van natte broekbossen en open moerasvegetaties.



Figuur 2-6 Schematische dwarsdoorsnede dekzandlaagte met grond- en oppervlaktewaterstroming in wintersituatie. Door opbolling grondwaterstand in dekzandrug treedt lokale kwel op naar de dekzandlaagte.

Het Schanenbroek past niet geheel in dit algemene beeld van de Sallandse gleygronden. In de eerste plaats zijn de mogelijkheden voor oppervlakkige afwatering gering. Het complex van beekerdgronden rondom de Luttenbergervan had alleen via een laagte ten zuiden van het Luttenbergervan aansluiting op de oost-west verlopende laagte waarin nu de Wooldvloedgraven ligt. Oppervlakkige afstroming/doorstroming zal dus een minder grote rol hebben gespeeld dan in de oost-west verlopende dalvormige dekzandlaagtes in west-Salland. Aan de andere kant zal de aanvoer van grondwater groter zijn geweest doordat het gebied wordt begrensd door stuwwallen en stuwwalrestanten (Hellendoornse Berg, Lemelerberg, Luttenberg).

Waarschijnlijk is tenminste een deel van het Schanenbroek bedekt geweest met veen, waarvan nu de resten nog terug te vinden zijn als moerige podzolen en moerige eerdgronden. In hoeverre dit ook uit hoogveen heeft bestaan is niet duidelijk. Meest waarschijnlijk is dat het gebied heeft bestaan uit een afwisseling van natte heide, overgangsvenen en broekbossen, met in de meest geïsoleerde natte delen mogelijk ook hoogveenkernen. Grootschalige verveningen lijken niet te hebben plaatsgevonden, wel is op kleine schaal veen gewonnen.

Het Luttenbergervan ligt op de overgang van de dekzandrug Heino-Lemele naar het Schanenbroek. Gezien het feit dat de bodem in de ondergrond ijzerarm is (geen ijzerhuidjes meer op de zandkorrels) zal anders dan in het centrale deel van het Schanenbroek hooguit periodiek lokale kwel vanuit de aangrenzende dekzandrug hebben plaatsgevonden. Of het natte karakter van het gebied er aan heeft bijgedragen dat het niet ontgonnen is, is niet te achterhalen. Het feit dat ontginning van het Schanenbroek is begonnen in het centrale deel en dat randgebieden pas veel later zijn ontgonnen (of in het geval van het Luttenbergervan: niet zijn ontgonnen) kan ook te maken hebben gehad met de lokale eigendomsverhoudingen.

Waar de huidige naam Luttenbergervan vandaan komt is niet duidelijk. Anders dan de naam suggereert heeft hier in het verleden nooit een ven gelegen. Wel hebben kleinschalige verveningsactiviteiten plaatsgevonden, maar daarbij zijn alleen kleine plasjes ontstaan in het zuidelijke deel en langwerpige petgaten in het noordelijke deel. Mogelijk dat de naam pas na 1934 is ontstaan of dat het een verbastering is van de naam 'Luttenbergervan'.

2.4 Conclusies

- Het Luttenbergerven lag oorspronkelijk op de overgang van een dekzandrug naar het Schanenbroek. Het gebied zelf heeft niet onder invloed gestaan van regionale kwel. Vanwege het ontbreken van ijzer in de ondergrond heeft in het Luttenbergerven zelf ten tijde van de bodemvorming hooguit lokale kwel plaatsgevonden.
- Het Schanebroek is pas laat (tweede helft 20^e eeuw) ontgonnen. De kern van het natuurreervaat 'Luttenbergerven' kan worden gezien als het laatste restje van dit uitgestrekte broekgebied.
- In het noordelijk deel van het Luttenbergerven komt, net als in het aangrenzende deel van het Schanenbroek, in de ondergrond kalkrijk zand voor.
- Waar de naam Luttenbergerven vandaan komt is onduidelijk. Anders dan de naam suggereert heeft het gebied nooit het karakter van een ven gehad en is het op oude kaarten altijd als broek of veen aangeduid. Wel hebben aan het begin van de 20^e eeuw kleinschalige verveningen plaatsgevonden waarbij vennetjes en petgaten zijn ontstaan.

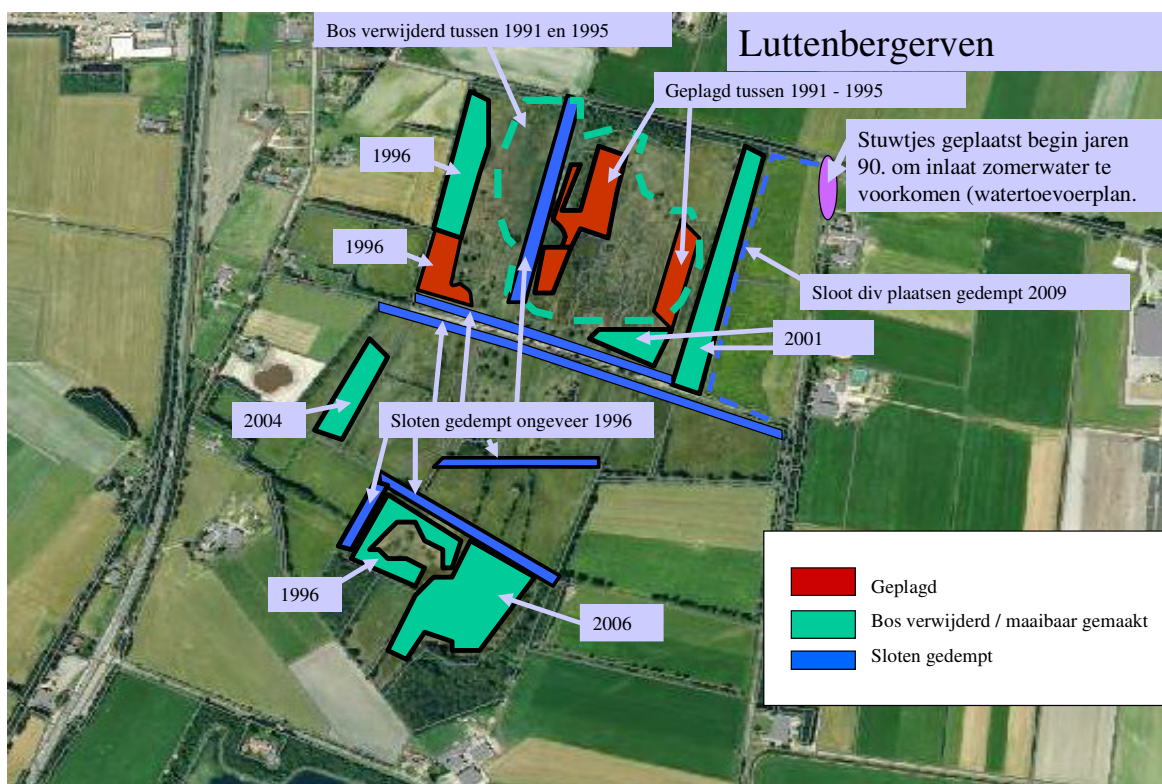
3 Inrichting en waterhuishouding

3.1 Inrichting en beheer

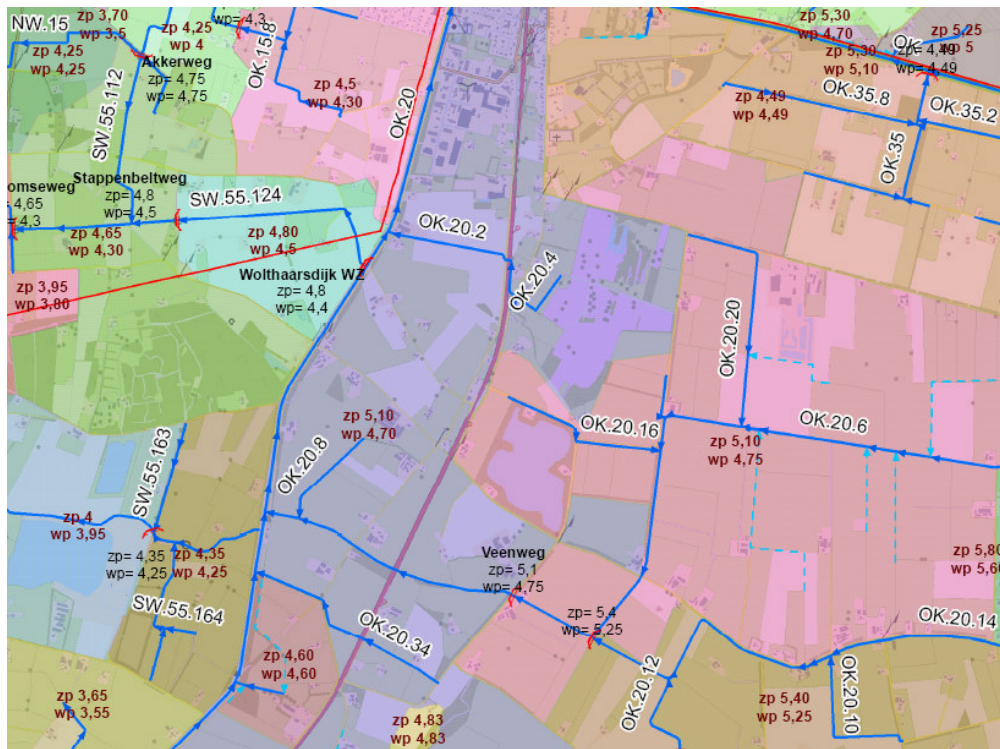
In de periode 1990-2001 zijn in het terrein een aantal ingrepen uitgevoerd die tot doel hadden om de verdroging te bestrijden en de verruiging/verbossing van het gebied tegen te gaan (Figuur 3-1):

- In 1990 is het ven geplagd en is houtopslag verwijderd. Daarbij 15-25 cm van de bovengrond verwijderd.
- In 1996/1997 zijn de diepste sloten die het gebied ontwaterden gedicht. Daarbij is geprobeerd het oude bodemprofiel te herstellen door het aanbrengen van een lemige tussenlaag.
- In de winter van 1997/1998 is fase 1 van het wateraanvoerplan Luttenbergerven afgerond. Sindsdien wordt in de omgeving van het Luttenbergerven in de zomer water aangevoerd om verdroging tegen te gaan. In de sloten in de directe omgeving van het reservaat wordt sindsdien een zomerpeil van 5.10 m +NAP aangehouden. Omdat de doorgaande sloten zijn gedicht kan het aanvoerwater niet rechtstreeks doordringen in het natuurreservaat.
- Begin jaren 2000 heeft waterschap in N.O. hoek stuwtjes (schotten) geplaatst om in de zomer te voorkomen dat inlaatwater het Luttenbergerven in stroomde.

Een overzichtskaart van het watersysteem (inclusief streefpeilen) na uitvoering van het wateraanvoerplan is weergegeven in Figuur 3-2.



Figuur 3-1 Overzicht interne ingrepen in het Luttenbergerven in de periode 1991-2009. Bron: Ton Klomphaar, Staatsbosbeheer.

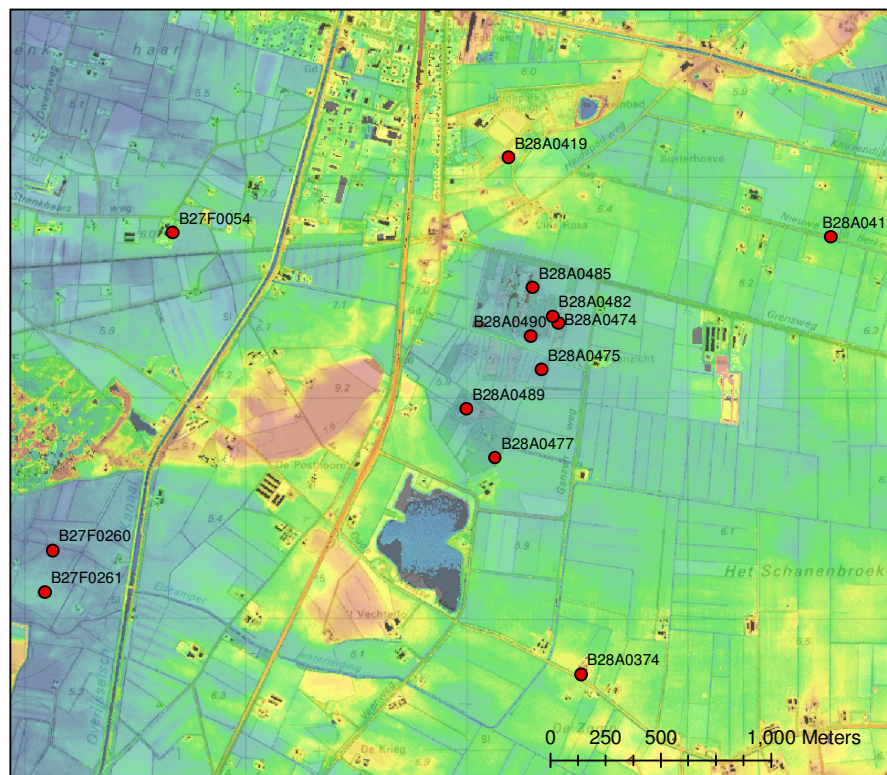


Figuur 3-2 Peilenkaart omgeving Luttenbergerven. Bron: Waterschap Groot-Salland (Ros, 2010).

3.2 Grondwaterstanden en stijghoogten

Voor de bepaling van de grondwaterstanden en voor de bepaling van de hydrologische effecten van de in 1998 genomen waterhuishoudkundige maatregelen is gebruik gemaakt van aanwezige peilbuisgegevens uit DINO. Om te corrigeren voor invloed van meteorologische condities is gebruik gemaakt van het model Menyanthes (Von Asmuth *et al.*, 2006). Gebruik is gemaakt van buizen die zowel voor als na 1998 voldoende zijn bemonsterd om een betrouwbaar tijdreeksmodel op te kunnen stellen (verklaarde variantie > 70%). Na verwijdering van uitschieters zijn de reeksen gesplitst in een deel vóór 1998 en een deel ná 1998. Voor beide deelreeksen is een model opgesteld, en op basis van dit model is een nieuwe reeks gesimuleerd uitgaande van de meteo-gegevens van 1980-2009 (neerslaggegevens Weerselo en verdampingscijfers Twente). Door uit te gaan van langjarige neerslag- en verdampingsgegevens wordt gecorrigeerd voor verschillen in meteorologische condities tussen de perioden vóór en na 1998. In Figuur 3-3 is de ligging van de gebruikte buizen weergegeven.

In Tabel 3-1 worden de resultaten van de analyse met Menyanthes weergegeven voor de buizen in het Luttenbergerven. Te zien is dat als gevolg van de inrichtingsmaatregelen en de aanvoer van oppervlaktewater in de omgeving in bijna alle buizen de gemiddeld laagste grondwaterstand na 1998 structureel (=gecorrigeerd voor meteorologische condities) is gestegen. Gemiddeld bedraagt de stijging 8 cm. Bij de GHG is er een duidelijke tweedeling in het gebied: in het noorden is de GHG gestegen, in het zuidelijk deel gedaald. Daarbij moet wel de kanttekening worden gemaakt dat het hier strikt genomen niet gaat om freatische grondwaterstanden, maar om de stijghoogte op 1 à 2 m diepte. Met name in het noordelijk deel met een slecht doorlatende bodem zullen de effecten van het dichten van de sloten op de freatische (grond)waterstanden in en boven de deklaag naar verwachting groter zijn geweest dan op de stijghoogte onder de leem- en veenlaag.

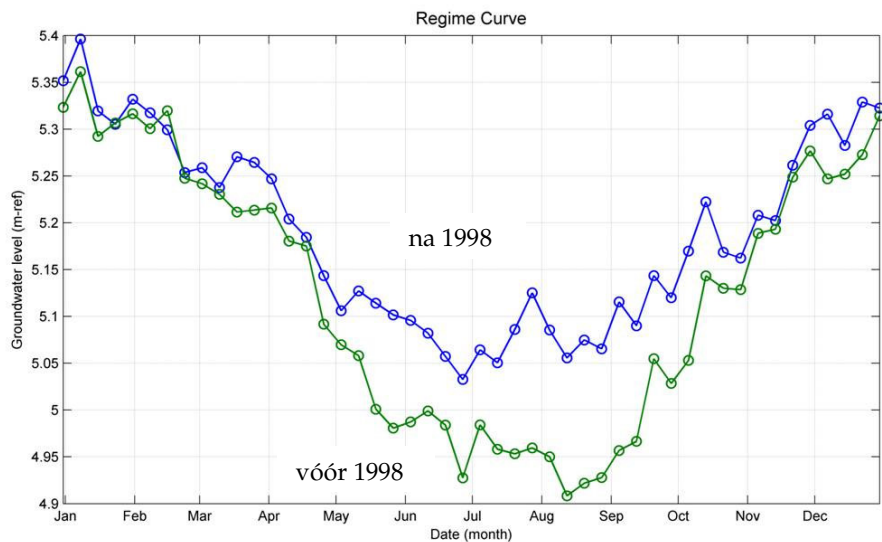


Figuur 3-3 Ligging peilbuizen gebruikt in de analyse van de (veranderingen in) grondwaterstand.

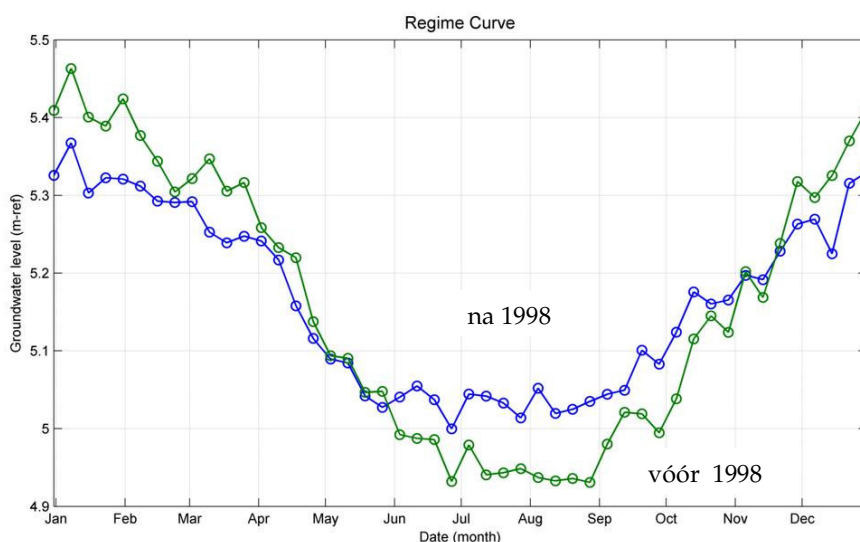
Tabel 3-1 Verandering GxG's voor en na 1998 van de buizen binnen het Luttenbergerven Buizen geordend van noord naar zuid. Grondwaterstanden in m + NAP.

Peilbuis	Maaiveld (m +NAP)	Filterdiepte (m -mv)	GLG (m +NAP)		verschil (m)	GHG (m + NAP)		verschil (m)
			voor 98	na 98		voor 98	na 98	
B28A0485	5,39	0.75	4,78	4,88	0,10	5,44	5,50	0,10
B28A0482	5,25	0.95	4,79	4,84	0,05	5,44	5,48	0,04
B28A0474	5,66	2.50	4,81	4,91	0,10	5,47	5,51	0,04
B28A0490	5,33	0.97	4,77	4,92	0,15	5,43	5,53	0,10
B28A0475	5,43	1.97	4,77	4,76	-0,01	5,43	5,38	-0,05
B28A0489	5,39	1.18	4,80	4,84	0,04	5,49	5,47	-0,02
B28A0477	5,70	1.90	4,84	4,95	0,11	5,49	5,40	-0,09

Vanwege de slechter doorlatende bovengrond is met name bij de GHG de filterdiepte mogelijk van invloed op de waargeomen veranderingen in de GHG. De filterdiepte lijkt echter slechts beperkt van invloed op de gemeten GHG-waarden: Er is wel een negatieve relatie tussen GHG en filterdiepte ($R^2=0,16$) en tussen de verandering in GHG en de filterdiepte ($R^2=0,30$), maar de relatie is niet significant (p resp. 0,37 en 0,21).

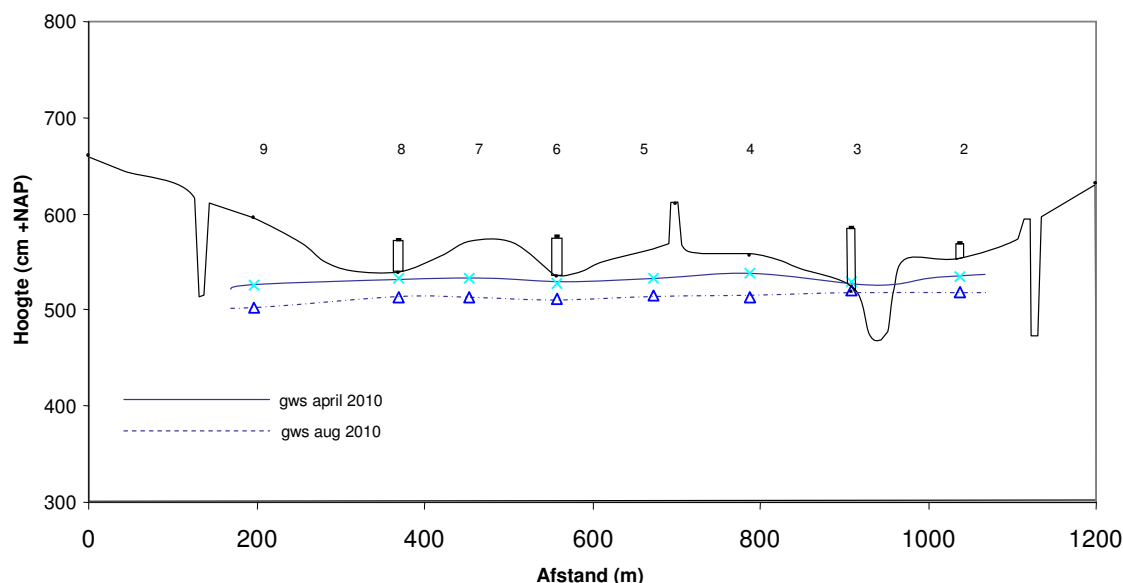


Figuur 3-4 Gemiddelde grondwaterstandverloop B28A0485 in het noordelijk deel van het Luttenbergerven vóór (groen) en na (blauw) 1998.



Figuur 3-5 Gemiddelde grondwaterstandverloop B28A0489 in het noordelijk deel van het Luttenbergerven vóór (groen) en na (blauw) 1998.

In Figuur 3-4 en Figuur 3-5 is voor respectievelijk een buis in het noordelijk deel van het gebied (B28A0485) en het zuidelijk deel van het gebied (B28A0489) aangegeven hoe het gemiddelde grondwaterregime is veranderd. In beide buizen is een duidelijke stijging van de grondwaterstanden in de zomerperiode waarneembaar. Een verschil is echter dat in de zuidelijke buis de stijging van de grondwaterstanden in de zomer minder groot is dan in de noordelijke buis, en dat de grondwaterstanden in de winter niet zijn gestegen maar gedaald.



Figuur 3-6 Grondwaterstanden zoals gemeten in de meetpunten in april en augustus 2010.

Tijdens het veldwerk zijn ook de stijghoogten gemeten in de peilbuizen. In Figuur 3-6 zijn voor april en augustus 2010 de gemeten stijghoogten weergegeven. De stijghoogte in november 2009 is niet weergegeven, die is vrijwel gelijk aan die in april 2010. De filterdiepte van de meeste buizen ligt op ruim 4 meter (Tabel 1-1). Freatische grondwaterstanden en oppervlaktewaterpeilen zijn niet gemeten. Tijdens het veldwerk in november 2009 en april 2010 stonden de laagten waarin de buizen 6 en 3 liggen zo ver onder water dat de peilbuizen alleen met een waadbreek te bereiken was. Dat betekent dat het waterpeil hier in de winter naar schatting enkele decimeters hoger heeft gelegen dan de stijghoogte in de ondergrond. Gemiddeld bedraagt het verschil tussen de waarnemingen in augustus en de waarnemingen in november en april minder dan 2 dm (Tabel 3-2). Dit past binnen het waterregime zoals dat zich na 1998 heeft ingesteld, waarbij het verschil tussen grondwaterstanden in april en augustus ruim 2 dm bedraagt (Figuur 3-4 en Figuur 3-5).

Tabel 3-2 Grondwaterstanden gemeten tijdens het veldwerk in 2009-2010.

Peilbuis	MV	Grondwaterstanden (m +NAP)		
		nov 2009	apr 2010	aug 2010
2	5.50	5.37	5.34	5.19
3	5.19	5.33	5.30	5.20
4	5.56	5.38	5.38	5.14
5	5.60	5.37	5.33	5.15
6	5.34	5.27	5.27	5.12
7	5.71	5.23	5.33	5.13
8	5.38	5.28	5.33	5.13
9	5.96	5.19	5.25	5.03
11	5.55	5.36	5.36	5.15

In de omgeving van het gebied zijn maar weinig langjarig gemeten buizen opgenomen in DINO. Daarom zijn in de analyse van de grondwaterstanden in de omgeving ook buizen meegenomen die niet voldoen aan de eerder gestelde voorwaarden omdat:

- de verklaarde variantie minder bedraagt dan de vereiste 70% (buizen 28A0415, 28A0419, 27F0054);
- de meetreeks vóór 1998 te kort is om iets te kunnen zeggen over de grondwaterstanden vóór de waterhuishoudkundige ingrepen (buizen 27F0260 en 27F0261);

Bij buis 28A0419 zijn de tweewekelijkse waarnemingen uit de periode 1999-2004 weggelaten omdat deze leiden tot een onbetrouwbaar tijdreeksmodel (57% verklaarde variantie). Vanaf 2005 is overgegaan van handmatig meten naar meten met een diver. Op basis van de laatste waarnemingen kan wel een betrouwbaar tijdreeksmodel worden opgesteld (82% verklaarde variantie).

Tabel 3-3 Gemiddeld hoogste grondwaterstanden gemeten in de omgeving van het Luttenbergervan voor en na de waterhuishoudkundige ingrepen in 1998. Links GHG-waarden na correctie voor mogelijk afwijkend meteorologische condities door middel van tijdreeksanalyse, rechts zonder correctie. GHG-waarden in m +NAP. %var = verklaarde variantie tijdreeksmodel op basis neerslag en verdamping

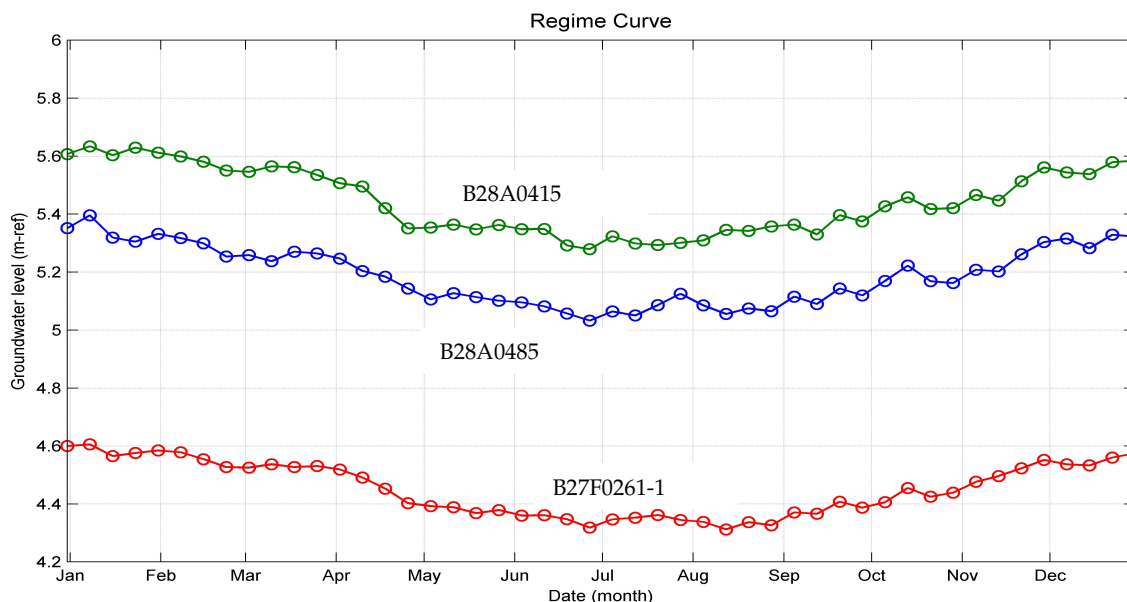
Peilbuis	Maaiveld (m +NAP)	Filterdiepte (m -mv)	GHG -gecorrigeerd					GHG-ongecorrigeerd		
			voor 98	%var	na 98	%var	verschil	voor 98	na 98	verschil
28A0415	6,17	1.82	5,67	66	5,73	72	0,06	5,65	5,69	0,04
28A0419	6,61	1.21	5,52	82	5,49	82	-0.03	5,51	5,44	-0,07
28A0374	6,86	2.56	5,56	70	5,53	68	-0.03	5,56	5,49	-0,07
27F0054	6,30	4.25	-	42	-	61	-	5,05	5,01	-0,04
27F0260	5,03	2.00	-	-	4,76	74	-	-	4,68	-
27F0261	5,36	2.56	-	-	4,69	74	-	-	4,64	-

Tabel 3-4 Gemiddeld laagste grondwaterstanden gemeten in de omgeving van het Luttenbergervan voor en na de waterhuishoudkundige ingrepen in 1998. Verdere toelichting zie Tabel 3-3

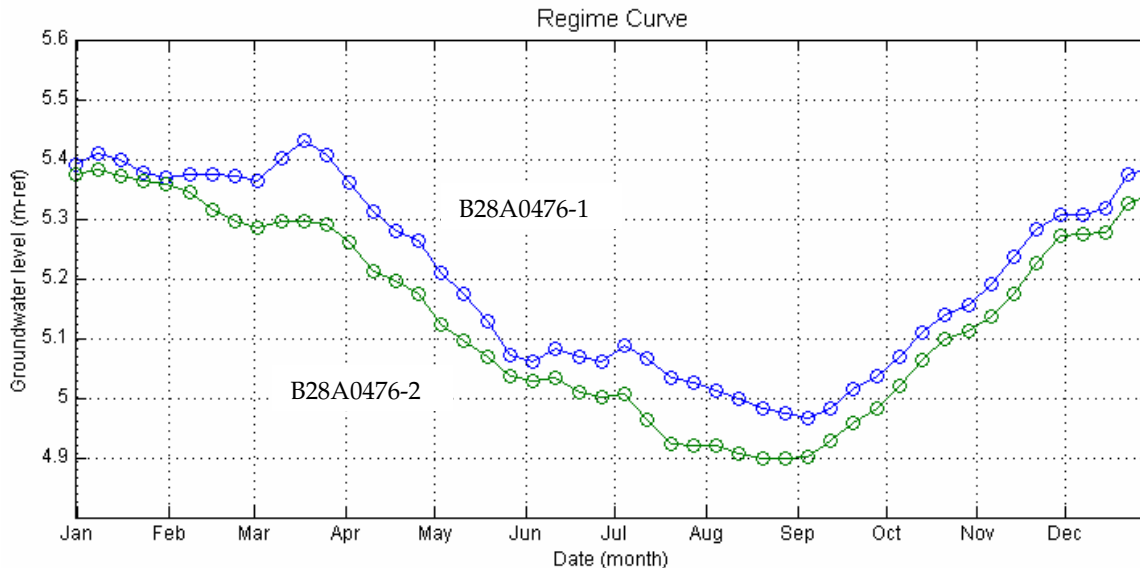
Peilbuis	Maaiveld (m +NAP)	Filterdiepte (m -mv)	GLG -gecorrigeerd					GLG-ongecorrigeerd		
			voor 98	%var	na 98	%var	verschil	voor 98	na 98	verschil
28A0415	6,17	1.82	4,95	66	5,15	72	0,20	5,02	5,17	0,15
28A0419	6,61	1.21	4,74	82	4,83	82	0,09	4,82	4,85	0,03
28A0374	6,86	2.56	4,80	70	5,01	68	0,21	4,89	5,07	0,18
27F0054	6,30	4.25	-	42	-	61	-	4,52	4,63	0,11
27F0260	5,03	2.00	-	-	4,23	74	-	-	4,29	-
27F0261	5,36	2.56	-	-	4,22	74	-	-	4,28	-

In de buizen uit de omgeving van het Luttenbergervan zien we net als in het Luttenbergervan een stijging van de GLG. De twee buizen in het Schanenbroek (28A0415 en 28A0374) laten een stijging van 2 dm zien. De buis in het noordelijker gelegen dekzandrug, die verder van de aanvoersloten af ligt, laat een structurele stijging van ca 1 dm zien, vergelijkbaar met de stijging in het Luttenbergervan zelf. De hoogste grondwaterstanden lijken iets te zijn gedaald, maar het aantal waarnemingen is te gering om hier veel gewicht aan toe te kunnen kennen.

De verschillen in grondwaterstanden tussen de buizen weerspiegelen de overheersende oost-west gradiënt in grondwaterstanden vanaf de Sallandse Heuvelrug richting de IJssel. In Figuur 3-7 zijn de gemiddelde grondwaterregimes van drie buizen in een gradiënt van NO tot ZW door het Luttenbergervan weergegeven. Te zien is dat het grondwaterstandverloop vrijwel identiek is, waarbij de reeksen vooral verschillen in de absolute hoogte van de grondwaterstanden.



Figuur 3-7 Vergelijking grondwaterregimecurves van een buis in het Luttenbergerven (B28A0485) met die in een buis ten NO (B28A0415) en ten ZW (B27F0261-1) van het reservaat. Gesimuleerde regime op basis van neerslag en verdamping in periode 1980-2009, tijdreeksmodel gebaseerd op basis van gegevens 1999-2009 (na waterhuishoudkundige ingrepen in 1998).

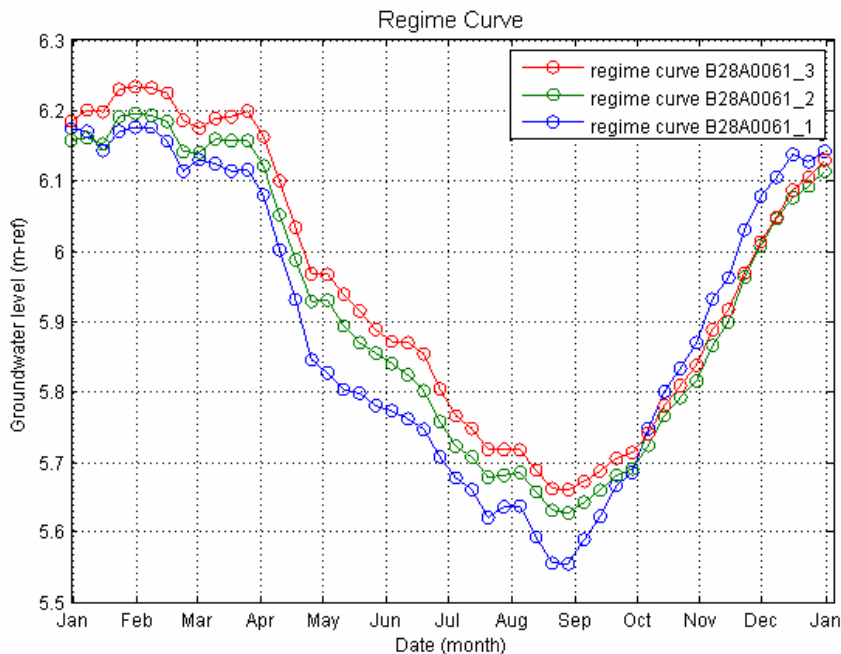


Figuur 3-8 Regimecurves B28A0476-1 en B28A0476-2 met filters op resp. 2 (filter 1, boven) en 9 m (filter 2, onder) onder maaiveld. Regimecurves gebaseerd op metingen 1984-1994.

De geselecteerde buizen hebben allen een ondiep filter, zodat het niet mogelijk is na te gaan of de grondwaterstroming overwegend neerwaarts (infiltratie) of opwaarts (kwel) gericht is. Om toch een indruk te krijgen van stijghoogteverschillen in de ondergrond is gebruik gemaakt van de in de zuidelijke helft van het Luttenbergerven gelegen buis B28A476 waar van 1984 tot 1994 op twee verschillende

dieptes de grondwaterstand is gemeten: filter 1 op 3.64 m +NAP, filter 2 op 3.37 m –NAP. Er van uitgaande dat de buizen goed zijn ingemeten is de stijghoogte in filter 1 gedurende het gehele jaar gemiddeld een paar centimeter hoger dan in filter 2 (Figuur 3-8), hetgeen wijst op infiltratie. De grondwaterstand gemeten in B28A476-2 vertoont in de periode 1981-1994 een licht dalende trend ($-11,2 \text{ cm}, \pm 2,4 \text{ cm}$).

Door Ros (2010) is ook een analyse uitgevoerd op peilbuis B28A00061 enkele kilometers ten oosten van het reservaat, met filters op 25 m (filter 2) en 50 m (filter 3) –mv. Daar wijzen de stijghoogteverschillen op kwel (Figuur 3-9).



Figuur 3-9 Gemiddelde grondwaterregime in peilbuis B28A00061 enkele kilometers ten oosten van het Luttenbergervan, met filters op 25 en 50 m –mv (resp. filters 2 en 3). Uit: Ros, 2010.

3.3 Discussie

Op basis van de peilbuizen in het gebied blijkt dat als gevolg van de genomen maatregelen de gemiddelde laagste grondwaterstand (GLG) in het Luttenbergervan licht is gestegen, met gemiddeld 8 cm. Dat is minder dan de stijging van ca 20 cm die door Ros (2010) wordt geconstateerd in en om het Luttenbergervan. Daarbij gaat het echter om niet voor weersomstandigheden gecorrigeerde gegevens afkomstig uit een vrij korte periode (juni 1998 tot en met december 2003). Door Ros is ook een tijdreeksmodel opgesteld. Daaruit blijkt een structurele stijging (step trend) van 7 cm. Dat komt goed overeen met de hier op een iets andere manier berekende stijging van de GLG met 8 cm. De wateraanvoer in de zomer is naar verwachting de belangrijkste oorzaak voor de waargenomen stijging van de GLG.

In het noordelijk deel van het Luttenbergervan is de gemiddeld hoogste grondwaterstand (GHG) in de buizen 485 en 490 eveneens met ca 1 dm gestegen. Dit is ongetwijfeld het gevolg van het dichtten van de oost-west lopende sloot die het noordelijk deel van het Luttenbergervan ontwaterde. De filters van de buizen liggen in het zand onder de slecht doorlatende toplaag. De schijn(grond)waterspiegels boven de slecht doorlatende toplaag zullen in de winter hoger liggen dan de stijghoogten gemeten in de peilbuis. Omdat er geen ondiepe freatische grondwaterstanden of oppervlaktewaterpeilen zijn gemeten is het echter niet mogelijk om aan te geven in hoeverre de freatische grondwaterstanden in de deklaag en de waterstanden boven de deklaag zijn veranderd. Wanneer alleen de onwatering is verminderd door het dempen van de oost-westsloot zal de stijging in de freatische (grond)waterstanden bij benadering gelijk

zijn aan de verandering in de stijghoogte onder de deklaag. Maar als ook de afwatering van de natte delen is verminderd, bijvoorbeeld door het dichten van greppels, kan de vernatting groter zijn dan blijkt uit peilbuisgegevens.

In het zuidelijk deel van het Luttenbergerven is de GHG niet gestegen maar gedaald. De oorzaak kan zijn gelegen in een betere ontwatering en afwatering van het aangrenzende landbouwgebied in de winter. Er liggen hier een aantal grotere watergangen met een winterstreefpeil van 4.75 + NAP (Figuur 3-2). Het is echter niet bekend of de maatregelen die in 1998 zijn genomen als onderdeel van het wateraanvoerplan hebben geleid tot een betere ontwatering in de winter. Ook andere oorzaken (wateronttrekking, peilbeheer in de zuidelijker gelegen zandwinplas) kunnen een rol spelen.

De gegevens uit peilbuis B28A0476 in het Luttenbergerven geven aan dat in de periode 1984-1994 gemiddeld sprake was van infiltratie. Er zijn helaas geen meetgegevens van na deze periode, maar het is waarschijnlijk dat als gevolg van de vermindering van de ont- en afwatering en de conservering van regenwater de infiltratie na 1998 is toegenomen. In de huidige situatie is aanvoer van grondwater uit de nabijgelegen dekzandrug uitgesloten. In het ten noorden van het Luttenbergerven gelegen meetpunt in de dekzandrug (B28A0419) zijn de grondwaterstanden vergelijkbaar met die in Luttenbergerven. De analyse door Ros van een ten zuidwesten van het Luttenbergerven gelegen meetpunt in de dekzandrug (27FG9061) geeft aan dat de grondwaterstanden hier zelfs iets lager zijn dan in het Luttenbergerven. Wel zal de dynamiek van het gebied zijn veranderd: door de vermindering van de ontwatering en afwatering zal in de winter de infiltratie van regenwater zijn toegenomen. Als gevolg van de hogere zomerpeilen zal de infiltratie in de zomer iets zijn afgenomen. Aan de rand van het gebied kan (zeer) lokaal sprake zijn van aanvoer van water vanuit de aangrenzende sloten, onder invloed van het verschil van ca 2dm tussen de grondwaterstanden in het Luttenbergerven (iets meer dan 4.90 m +NAP) en het peil in de sloten (streefpeil 5.10 m +NAP).

3.4 Conclusies

- Als gevolg van de wateraanvoer in de zomer zijn de laagste grondwaterstanden in het Luttenbergerven met bijna een decimeter gestegen.
- In het noordelijk gedeelte van het Luttenbergerven zijn ook de hoogste grondwaterstanden met ca een decimeter gestegen als gevolg van het dempen van de hier aanwezige ontwateringssloot. Het is mogelijk dat de schijn(grond)waterspiegels boven de slecht doorlatende toplaag meer dan 1 dm zijn toegenomen. Omdat er geen ondiepe grondwaterstanden of oppervlaktewaterpeilen zijn gemeten is het echter niet mogelijk om dat na te gaan.
- In het zuidelijk deel van het Luttenbergerven zijn de hoogste grondwaterstanden niet gestegen als gevolg van de herstelmaatregelen, maar gedaald. Wat de oorzaak is van deze daling is niet bekend.
- De beschikbare gegevens wijzen er op dat al vóór 1998 in het Luttenbergerven sprake was van infiltratie van regenwater. Door de genomen maatregelen en de conservering van regenwater zal de infiltratie naar verwachting zijn toegenomen.
- De grondwaterstanden in de aangrenzende dekzandrug zijn in de huidige situatie te laag voor grondwateraanvoer naar het Luttenbergerven.

4 Chemie bodem en water

4.1 Grondwaterkwaliteit

In bijlage 2 wordt een overzicht gegeven van de resultaten van de grondwateranalyses. In dit hoofdstuk worden de belangrijkste resultaten uitgelicht besproken, waarbij met name wordt ingegaan op basenchemie en nutriëntengehaltes in de bodem.

Basenchemie

In *Figuur 4-1* zijn de pH, het geleidingsvermogen (EC) en de gehalten aan calcium en bicarbonaat uitgezet tegen de diepte. Het gaat om het gemiddelde van de waarnemingen van de drie monsterrondes. Met een cirkeltje is aangegeven wanneer de spreiding relatief groot is¹. In de punten 5 en 6 zijn het geleidingsvermogen en de gehalten aan Ca en HCO_3^- gedurende de eerste 2 meetronden vanaf een diepte van respectievelijk 1.5 en 3.5 m duidelijk hoger dan in de laatste meetronden van augustus 2010 (zie bijlage 2). De meest waarschijnlijke oorzaak hiervoor is dat bij het plaatsen van de peilbuis en de minifilters kalkrijk grondwater is aangetrokken. In de figuren zijn daarom voor de meetpunten 5 en 6 alleen de resultaten voor augustus 2010 aangegeven.

In de punten 2, 3 en 11 is een duidelijke stratificatie te zien, waarbij het grondwater in de eerste meter relatief zuur is en arm aan calcium en bicarbonaat. Daaronder zijn waarden voor EC, pH, Ca en HCO_3^- veel hoger. Omdat de punten liggen in het noordelijk deelgebied waar in de ondergrond kalk is aangetroffen is het meest waarschijnlijk dat we in de figuren een ontkalkingsfront zien, waarbij de bovengrond tot een meter volledig is ontkalkt door infiltratie van regenwater. Omdat de bovengrond nog licht gebufferd wordt door de Ca-bezetting aan het kationenuitwisselingscomplex is de pH in het bovenste grondwater/bodemvocht niet extreem zuur. De pH ligt hier rond de 5 à 5.5. In de ondergrond ligt de pH op ruim 7.

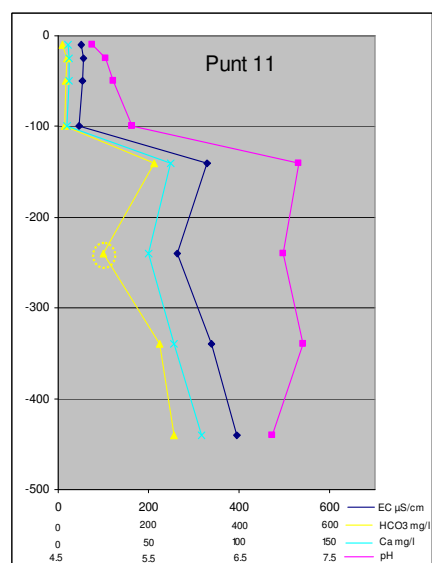
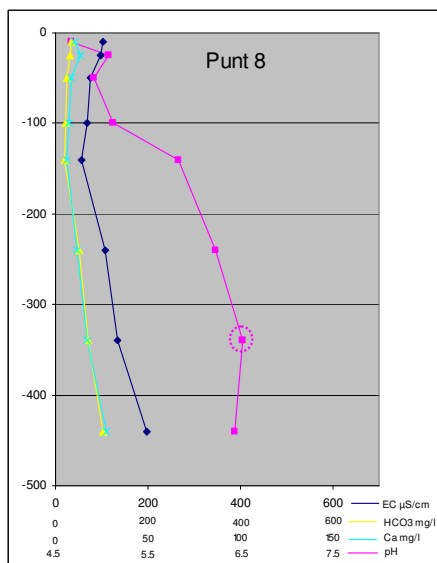
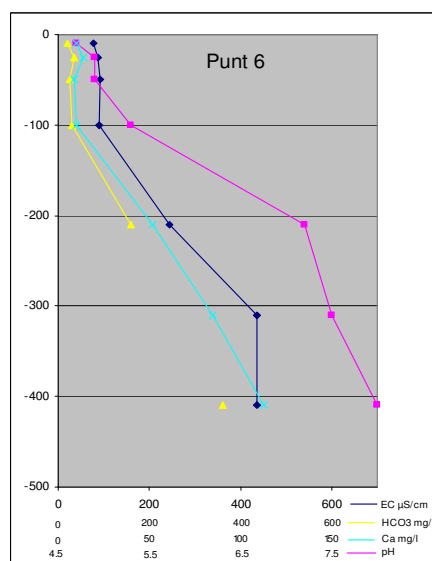
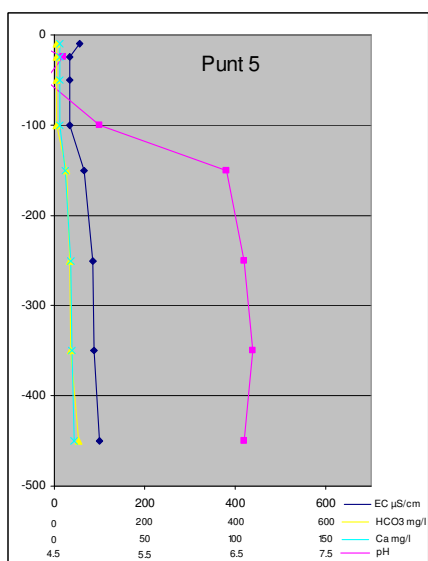
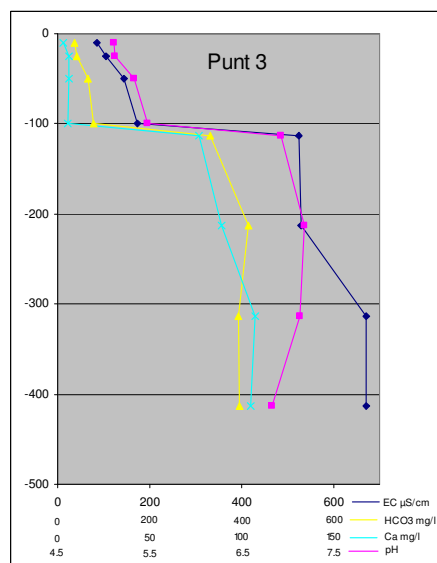
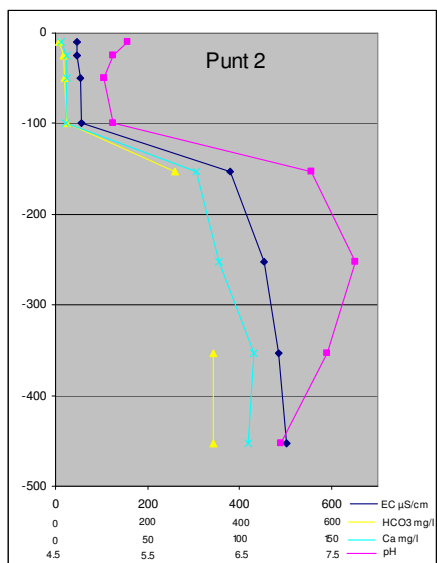
In punt 5 en 8 is vrijwel geen toename in EC, Ca en HCO_3^- waar te nemen met diepte, alleen de pH neemt vanaf een diepte van een meter toe tot een waarde van 6.5. In punt 8 zijn de meetwaarden iets minder laag en nemen ze bovendien met diepte iets toe.

Punt 6 vertoont een intermediair patroon, met een geleidelijke toename van de meetwaarden met de diepte. De pH op een diepte van 4 m is met een waarde van 8 opvallend hoog.

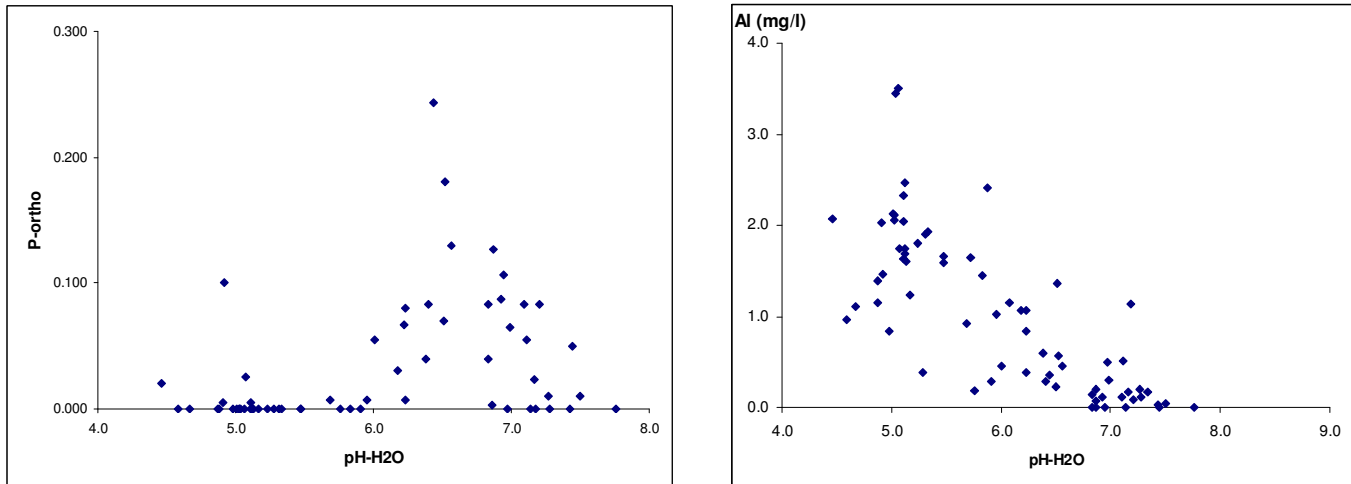
Nutriënten

De gehalten aan P-ortho zijn over het algemeen laag. In de bovengrond liggen de gehalten meestal beneden de detectiegrens ($< 0.01 \text{ mg/l}$), in de ondergrond worden hogere waarden aangetroffen die kunnen oplopen tot 0,24 mg/l (punt 8 op 440 cm diepte). Gemiddeld bedraagt de concentratie op 4 m diepte 0,11 mg P/l. De concentratie P in het grondwater wordt sterk bepaald door de pH (*Figuur 4-2*). De oplosbaarheid van fosfaat is het grootst onder neutrale omstandigheden, wat de piek bij pH 6,5. Behalve de pH zal ook de minerale samenstelling van de bodem (ruimere aanwezigheid makkelijk verweerbare fosforhoudende mineralen in de ondergrond) ongetwijfeld een rol spelen.

¹ De spreiding wordt als groot beoordeeld wanneer de standaarddeviatie bij de zuurgraad meer dan 0.5 pH-eenheid is, en wanneer verhouding tussen standaarddeviatie en gemiddelde meer dan 0.8 bedraagt bij Ca en HCO_3^- .



Figuur 4-1 pH, EC en gehalten Ca en HCO₃ per bodemdiepte. Punt 5 en 6: meetresultaten aug. 2010, overige punten gemiddelde van 3 waarnemingen. Omcirkeld: relatief grote spreiding in de waarnemingen.



Figuur 4-2 Relatie tussen resp. orthofosfaatgehalte en aluminium met de pH in de grondwatermonsters.

De stikstof is vooral in de vorm van ammonium (NH_4^+) aanwezig, hetgeen logisch is in waterverzadigde gronden met een een lage zuurstofbeschikbaarheid. Wel opvallend zijn de relatief hoge gehalten aan ammonium. Ook in de centraal gelegen punten 5 en 6, waar invloed van oppervlaktewater of van vroegere bemesting kan worden uitgesloten, neemt het gehalte in de ondergrond toe tot waarden van resp. 0,73 en 0,58 mg N- NH_4 op ruim vier meter diepte. Blijkbaar komt er bij de afbraak van organisch materiaal vrij veel ammonium vrij dat niet wordt opgenomen door de vegetatie omdat planten niet meer actief zijn (herfst) of omdat afbraak plaats vindt op een diepte waar geen plantenwortels meer aanwezig zijn. Omdat in de ondergrond zuurstofloze condities heersen wordt ammonium niet omgezet in nitraat en blijft denitrificatie achterwege. Op zich zijn hoge ammoniumconcentraties onder veenbodems en andere bodems rijk aan organische stof niet ongebruikelijk (ref. Cirkel....?). De hoogste gehalten aan ammonium worden aangetroffen in punt 3, aan de rand van het ven en in het punt met de dikste veenlaag. Opvallend is hier de piek in ammonium (4 mg N- NH_4 /l) op 100 cm diepte, ongeveer in de onderkant van de lemige laag onder het ven (Figuur 4-3). De oorzaak hiervoor is niet duidelijk. Mogelijk dat dit samenhangt met een historisch vervuilingfront (zie 'Overige stoffen').

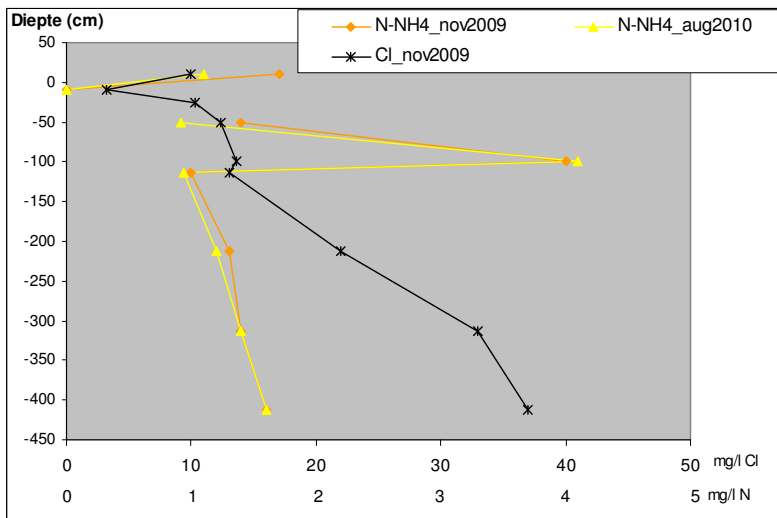
In de ondergrond is het gehalte aan nitraat zeer laag of afwezig. Er zijn 8 waarnemingen van N- NO_3 -gehalten van meer dan 0.1 mg/l afkomstig van een diepte van meer dan een halve meter. Deze zijn vrijwel allemaal (7 van de 8) afkomstig van de bemonsteringsronde van april 2010, wat doet vermoeden dat het gaat om meetfouten die zijn ontstaan doordat in deze ronde monsters zijn geoxideerd, verontreinigd of verwisseld.

Overige stoffen

Een belangrijke stof in verband met redoxprocessen vormt *sulfaat*. In bijlage 1 is te zien dat de sulfaatgehalten van het grondwater in de ondergrond relatief hoog zijn en in de bovengrond juist extreem laag. Dit is een zeer onwaarschijnlijk patroon, omdat door reductie van sulfaat de laagste gehalten juist in de ondergrond verwacht zouden worden. De oorzaak lijkt te zijn gelegen in de bepalingwijze: het water in de bovense bodemlagen is bemonsterd met rhizons en in de diepere bodemlagen met peilbuizen met (mini)filters. De meest waarschijnlijk verklaring is dat de verschillen samenhangen met een verschil in analysemethode (monsters rhizons zijn geanalyseerd in laboratorium VU en die uit de peilbuis en minifilters bij laboratorium waterschap Groot Salland).

Het gehalte aan *chloride* en *natrium* is vrijwel overal laag. De enige uitzonderingen vormt monsterpunten 3 en 9, waar in de ondergrond iets verhoogde chloridegehalten worden aangetroffen. Bij punt 9, gelegen in een bos, is indamping de meest waarschijnlijke oorzaak. Bij punt 3 zou de indamping van het venwater ook een mogelijke oorzaak kunnen zijn van de verhoogde gehalten. Het merkwaardige echter is dat de gehalten aan chloride sterk toenemen met de diepte. Het is ook mogelijk dat we hier de invloed

zien van voormalige verontreiniging van het ven met landbouwwater, waarbij chloriderijkere water in de ondergrond nu wordt verdrongen door infiltrerend regenwater. In dat geval zouden ook de hogere ammoniumgehalten (deels) kunnen samenhangen met infiltratie van verontreinigd water.



Figuur 4-3 Gehaltes aan ammonium (N-NH₄) en chloride in het grondwater bij punt 3 (Venrand) op verschillende dieptes en op verschillende tijdstippen.

Gehaltes aan ijzer zijn vrij laag. Dat hangt samen met het feit dat de bovengrond (gezien het bodemtype en de afwezigheid van ijzerhuidjes om de zandkorrels) ijzerarm is. Het gehalte aan aluminium in het grondwater is vooral in de bovengrond relatief hoog. Dit is direct gerelateerd aan de lage pH in de bovengrond (Figuur 4-2).

Verschillen in de tijd

De verschillen in grondwatersamenstelling tussen de drie monsterperioden zijn zeer gering (zie voor verschillen). Een uitzondering vormt het diepere grondwater in de meetpunten 5 en 6. In punt 5 daalt het geleidingsvermogen op een diepte van meer dan drie meter tussen november 2009 en augustus 2010 van rond de 200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ naar waarden van iets minder dan 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$. In punt 6 daalt het geleidingsvermogen op 2 en 4 m diepte van resp. 439 naar 244 en van 538 naar 437. De meest waarschijnlijke verklaring hiervoor is dat bij het inrichten van de meetinstallatie basenrijk grondwater uit de ondergrond is aangetrokken. De veranderingen in PH op een diepte van 4m in punt 6 lijken niet in dat patroon te passen. Deze neemt toe van 6.6 in november 2009 naar 8 in augustus 2010. Mogelijk dat de oxidatie van pyriet hierin rol heeft gespeeld.

4.2 Bodemkwaliteit

In april 2004 zijn bodemonsters genomen van de bovengrond. Er is een monster genomen van de ectorganische laag, en van de toplaag van de minerale ondergrond. De monsters zijn geanalyseerd op organisch stofgehalte, basenbezetting en gehalten aan oxalaat-extraheerbaar ijzer, aluminium en fosfaat.

Zoals te zien in Tabel 4-1 ligt de pH-H₂O van de bovengrond in alle monsterpunten tussen de 4,5 en 5. De bovengrond lijkt daarmee zeer zwak gebufferd. Dat lijkt in overeenstemming met het feit dat de basenverzadiging, berekend als percentage van de basische kationen (Ca, Mg, Na, K) ten opzichte van de totale hoeveelheid uitwisselbare kationen, onder de 25% ligt (zie Tabel 4-2). Een aandachtspunt is echter wel dat de totale CEC zoals bepaald met de Bascomb methode veel lager is dan de som van de afzonderlijke kationen. Dat roept de vraag op of de bepaling van de hoeveelheid uitwisselbare kationen, en dan met name het aandeel H-uitwisselbaar, wel klopt. Daarom is ook gekeken naar de hoeveelheid basische kationen ten opzichte van de hoeveelheid organische stof. In humeuze of venige bodems wordt de CEC vrijwel geheel bepaald door de hoeveelheid organische stof, waarbij de CEC normaliter ligt tussen de 1500 en 3000 meq per kg organische stof (Aggenbach 2010). Zoals te zien in Tabel 4-2 ligt de

hoeveelheid basische kationen ruim onder de 1500 meq/kg organisch stof, hetgeen er op wijst dat de basenverzadiging inderdaad verre van volledig is.

Tabel 4-1 pH, organisch stofgehalte en oxalaat-afraaibaar aluminium, ijzer en fosfor. Bemonsterd zijn de humuslaag (Ect) en het bovenste (humeuze) deel van de bodem (Ah)

Punt	Horizont	Diepte (cm)*		pH-H ₂ O	pH-KCl	% O.S.	OX-Al mM / kg	OX-Fe mM / kg	OX-P mM / kg	PSI [P]/([Fe]+[Al])
		boven	onder							
2	Ect	-5	0	4.9	3.2	89	41	47	4	0.04
	Ah	0	10	4.9	3.5	26	113	27	2	0.01
3	Ect	-10	0	4.9	3.5	34	65	34	3	0.03
	Ah	0	6.5	5.0	3.8	8	72	11	1	0.01
4	Ect	0	7	4.5	3.5	26	73	24	5	0.05
	Ah	10	17	4.6	3.5	15	92	13	2	0.02
5	Ect	-4	0	4.9	3.9	48	33	17	3	0.05
	Ah	0	10	4.6	3.6	12	69	5	1	0.01
6	Ect	-8	0	4.7	4.0	55	67	28	9	0.10
	Ah	0	10	4.8	3.8	17	85	18	2	0.02
8	Ect	-5	0	4.6	3.4	67	68	33	7	0.07
	Ah	0	10	4.9	3.9	28	123	34	4	0.03
11	Ect	0	8.5	4.7	3.6	36	142	33	3	0.01
	Ah	10	18.5	4.7	3.7	8	82	5	1	0.01

* tov grens ectorganisch humusprofiel en minerale ondergrond

** op basis van gloeiverlies 4 uur bij 350 °C

Tabel 4-2 Uitwisselbare kationen en basenverzadiging bodemonmonsters.

Punt	Horizont	boenkant*	onderkant*	Basen-verzadiging (%)**	Basische Kationen / Org. Stof (meq/kg)	Basische Kationen (meq/kg)	Kationen tuitw. totaal (meq/kg) ***	Uitwisselbare kationen*** (meq/kg)						
								H	Na	K	Ca	Mg	Al	Fe
2	Ect	-5	0	22	497	444	2034	1536	9	70	336	30	28	26
	Ah	0	10	9	662	174	930	713	0	6	168	1	35	8
3	Ect	-10	0	16	969	333	1198	805	4	9	304	16	44	15
	Ah	0	6.5	5	1154	97	496	363	0	2	92	3	31	5
4	Ect	0	7	7	514	136	835	667	2	5	125	4	26	6
	Ah	10	17	6	796	122	706	545	0	1	120	1	34	4
5	Ect	-4	0	13	551	263	1048	762	3	12	226	23	19	4
	Ah	0	10	2	261	32	509	443	0	2	29	1	32	2
6	Ect	-8	0	22	797	441	1607	1102	3	12	403	24	53	11
	Ah	0	10	11	1334	232	820	548	0	2	223	6	33	7
8	Ect	-5	0	22	656	443	1687	1177	1	18	396	27	54	13
	Ah	0	10	16	1151	317	1097	722	0	2	310	5	44	14
11	Ect	0	8.5	9	524	189	1064	834	0	3	182	4	33	8
	Ah	10	18.5	4	874	73	484	370	1	1	70	1	38	2

* tov grens ectorganisch humusprofiel en minerale ondergrond

** basenverzadiging als verhouding basische kationen/ totaal uitwisselbare kationen

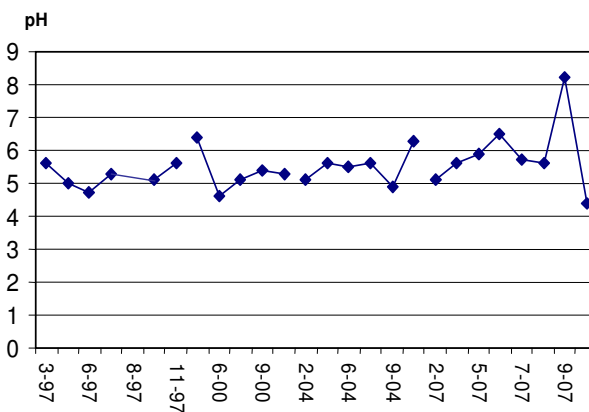
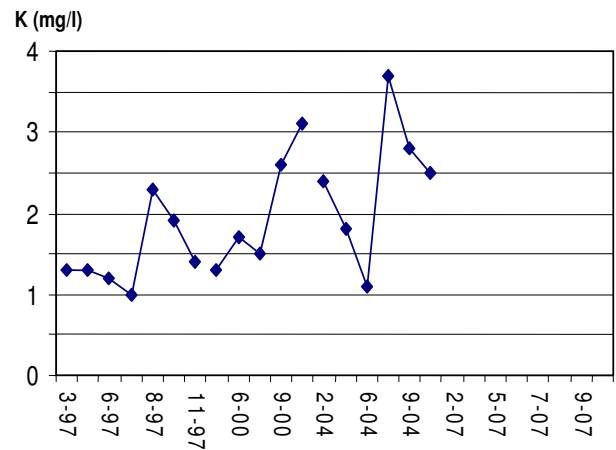
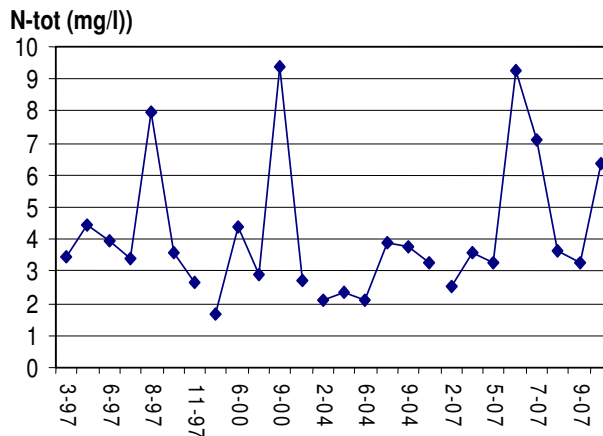
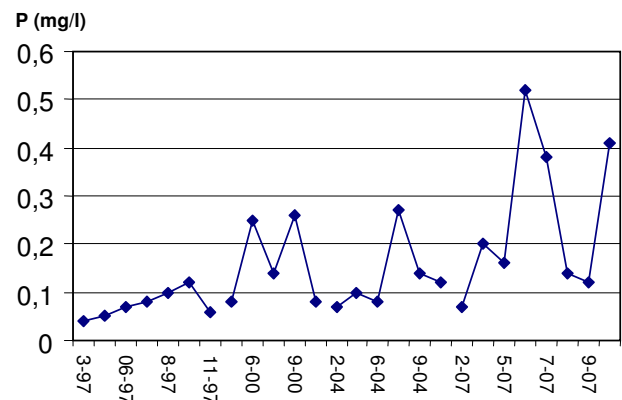
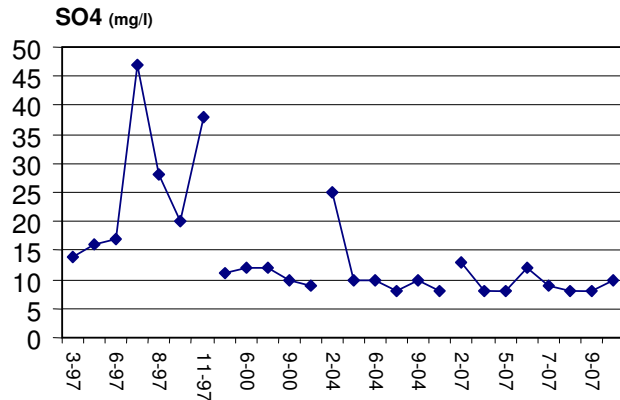
*** bepaling CEC en uitwisselbare kationen volgens methode Bascomb

In *Tabel 4-1* wordt ook de hoeveelheid met oxalaat extraheerbaar Fe, Al en P aangegeven. De hoeveelheid oxalaat-extraheerbaar ijzer is met gemiddeld 23 mMol/kg vrij laag. Ter vergelijking: in eutrofe veengronden in de Olde Maten vonden Kemmers *et al.* (2008) waarden van gemiddeld 275 mMol/kg, in een oppervlakkig verzuurd elzenbroek vond Aggenbach (2010) een gemiddelde waarde van ca 30 mMol/kg in de bovengrond. Het gehalte aan oxalaat-extraheerbaar aluminium is met gemiddeld 80 mMol/kg relatief hoog. Ter vergelijking: in eutrofe veengronden in de Olde Maten vonden Kemmers *et al.* waarden van gemiddeld bijna 100 mMol/kg, in een oppervlakkig verzuurd elzenbroek vond Aggenbach een gemiddelde waarde van ruim 40 mMol/kg in de bovengrond.

De hoeveelheden fosfaat in de bodem zijn gering. In *Tabel 4-1* is ook de verhouding weergegeven tussen oxalaat-extraheerbaar fosfor enerzijds en ijzer en aluminium anderzijds, de zogenaamde PSI (Phosphate Saturation Index, mol/mol). De waarden van de PSI liggen tussen de 0.01 en de 0.1. Daarmee liggen overwegend beneden de kritische waarde van 0,1 waarboven volgens Van Delft *et al.* (2007, in Kemmers *et al.* 2008) in enkele gronden risico bestaat op interne eutrofiering als gevolg van vernatting. De hoogste waarden worden gevonden in punt 6. Ook in punt 8 is het fosfaatgehalte van de ectorganische laag relatief hoog.

4.3 Waterkwaliteit meetpunt SLV18 Ecologisch Meetpunt waterschap

Door het Waterschap Groot Salland is het ven als meetpunt SLV18 opgenomen in het Ecologisch Meetnet. In 1997, 2000, 2004 en 2007 is de waterkwaliteit van het ven op een aantal momenten in het jaar bepaald. In figuur worden de resultaten voor pH en nutriënten aangegeven. Zoals te zien neemt na de herinrichting in het gebied in 1998 het gehalte aan sulfaat in het water af. Dit wijst er op dat door de veranttingsmaatregelen meer gereduceerde omstandigheden zijn ontstaan. Gelijktijdig neemt het gehalte aan fosfor in het water toe. Dit zou kunnen samenhangen met het ontstaan van gereduceerde omstandigheden waarbij aan ijzer gebonden fosfaat wordt gemobiliseerd. Opvallend zijn de hoge gehalten aan stikstof en de toename aan de gehalten van kalium. Deze kunnen niet worden verklaard uit de veranderingen in redoxpotentiaal. Het kan zijn dat deze stoffen vrijkomen bij de afbraak van organisch materiaal. De aanwezigheid van een dike 'prutlaag' van half vergaan veen in het ven wijst in deze richting. Het is niet duidelijk wat echter de oorzaak zou moeten zijn van deze toegenomen afbraak. Direct na de vernatting van het ven zou anaerobe afbraak kunnen hebben plaatsgevonden onder invloed van het nog aanwezige sulfaat. Het is echter onwaarschijnlijk dat de invloed daarvan na 10 jaar nog steeds merkbaar zou zijn.



Figuur 4-4 Waterkwaliteit zoals gemeten in meetpunt SLV18 van Ecologisch Meetnet. Bron: Waterschap Groot-Salland

4.4 Conclusies

Een van de vragen in het onderzoek was in hoeverre op basis van de grondwaterkwaliteit aanwijzingen kunnen worden gevonden voor basenrijke kwel. Op basis van de metingen is het echter onwaarschijnlijk dat er nog ergens in het gebied kwel optreedt, de waarnemingen wijzen alle in de richting van de infiltratie van regenwater. In het noordelijk deel van het terrein komt vanaf een diepte van een meter kalkrijk grondwater voor. Dit kan echter geheel verklaard worden uit het feit dat de bodem hier kalkrijk is. Onder invloed van infiltrerend koolzuurhoudend regenwater lost de aanwezige kalk op en wordt bicarbonaat gevormd.

Dat betekent dat de buffering van de wortelzone geheel afhankelijk is van de basenverzadiging van de bovengrond. Uit de analysesresultaten blijkt dat de basenverzadiging van de bovengrond laag is, minder dan 25%, en dat daarmee de resterende buffercapaciteit beperkt is.

Een andere vraag is wat de oorzaak is van de eutrofierverschijnselen in het noordelijke ven. De door KWR verzamelde bodem- en grondwatergegevens en de waterkwaliteitsgegevens van het waterschap geven hierop geen eenduidig antwoord. In het ven worden vanaf de referentiesituatie in 1997 sterk verhoogde fosfaatgehalten gemeten. Dat kan worden verklaard uit het feit dat door vernatting permanent gereduceerde omstandigheden zijn ontstaan waardoor aanwezig fosfaat wordt gemobiliseerd. Daarmee kunnen echter niet de hoge gehalten aan stikstof worden verklaard.

Een mogelijke verklaring zou kunnen zijn dat het oppervlaktewater wordt beïnvloed door verontreinigd oppervlaktewater. Dat zou direct, via aanvoer van fosfor en nitraat, dan wel indirect, via de aanvoer van sulfaat, de oorzaak kunnen zijn van de waargenomen eutrofiering. Op basis van de grondwaterwaarnemingen in het meetpunt aan de rand van het ven zijn er zwakke aanwijzingen dat er in het verleden infiltratie van verontreinigd water heeft plaatsgevonden. Er zijn echter geen waarnemingen die wijzen op inlaat van verontreinigd oppervlaktewater in de huidige situatie.

5 Vegetatie

5.1 Historische vegetatiebeschrijvingen

Een van de oudste beschrijving van de vegetatie in het Luttenbergerven is een kaart van Gaasenbeek uit 1960 (Figuur 5-1). Op basis van de beschrijving van Gaasenbeek en onderzoek door Haans (1956) komen Croese en Jansen (1993) tot een volgende reconstructie van de vegetatiezonering uit de jaren zestig:

- In het laagstgelegen deel van het door Gaasenbeek aangegeven ven kwam een vegetatie voor die kenmerkend is voor zwakgebufferde vennen (*Scirpetum fluitantis*), met soorten als Moerashertshooi (*Hypericum elodes*), Vlottende bies (*Eleogiton fluitans*), Oeverkruid (*Litorella uniflora*), Ondergedoken moerasscherm (*Apium inundatum*) en Stijve waterweegbree (*Baldellia ranunculoides*);
- aan de randen van het ven een vegetatie die kenmerkend is voor ondiepe, zeer zwak gebufferde vennen en slenken in heidegebieden (*Eleocharitetum multicaulis*) met Veelstengelige waterbies (*Eleocharis multicaulis*) en Moerassmele (*Deschampsia setacea*), geleidelijk overgaand in het aangrenzende blauwgrasland
- op de hoger gelegen delen een wat zuurdere vorm van het blauwgrasland (*Cirsio-Molinietum nardetosum*) met daarin soorten als Parnassia (*Parnassia palustris*), Spaanse ruiter (*Cirsium dissectum*), Geelgroene zegge of Dwergzegge (*Carex oederi* s.l.), Tormentil (*Potentilla erecta*), Hondsviooltje (*Viola canina*), Gewone vleugeltjesbloem (*Polygala vulgaris*) en Welriekende nachtorchis (*Platanthera bifolia*).

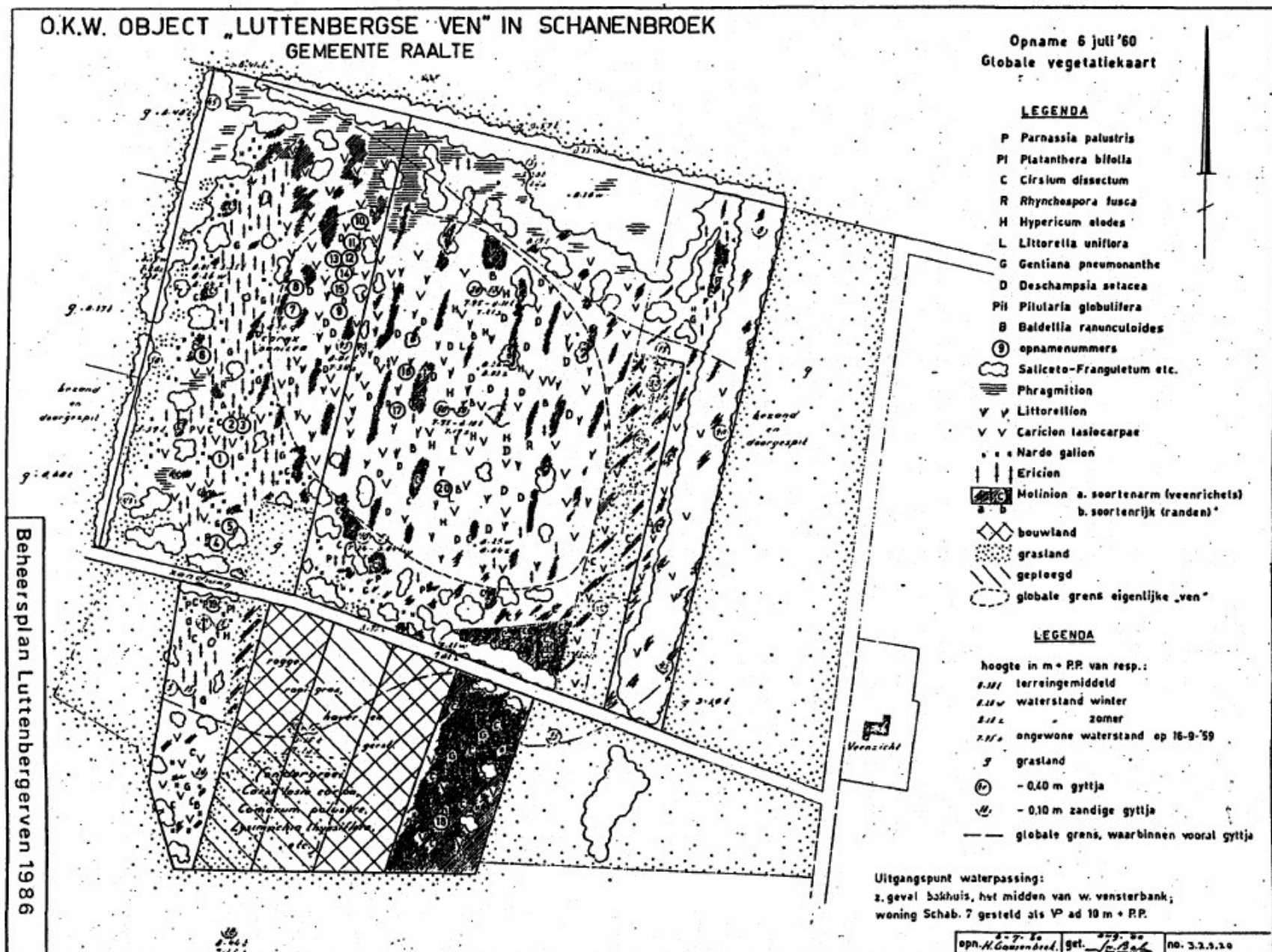
Op de kaart van Gaasenbeek worden ook een groot aantal veenrichels aangegeven, waarschijnlijk restanten van een eerdere verving. Behalve het *Eleocharitetum multicaulis* kwam tussen de veenrichels volgens Croese en Jansen ook het *Caricetum lasiocarpae* veel voor, wat volgens hen beschouwd mag worden als een ouder stadium van het *Eleocharitetum multicaulis*. Behalve de naamgevende soort (*Carex lasiocarpa*, Draadzegge) kwamen in deze vegetaties ook soorten voor als Moeraswederik (*Lysimachia thyrsiflora*), Moerasstuisgras (*Agrostis canina*), Wateraardbei (*Potentilla palustris*), Stijve zegge (*Carex elata*) en Veenpluis (*Eriophorum angustifolium*), en in de moslaag Rood schorpioenmos (*Scorpidium scorpioides*). Het voorkomen van de laatste soort is opvallend omdat het net als Parnassia een sterk basenminnende soort is, die hier blijkens de gegevens voorkwam in combinatie met minder basenminnende soorten als Moerasstuisgras, Moerassmele en Veenpluis.

Op de kaart van Gaasenbeek worden in het westelijk deel van het Luttenbergerven Dopheidevegetaties (*Ericion*) aangegeven waarin behalve verspreide blauwgraslandsoorten (Parnassia, Spaanse ruiter) ook Klokjesgentiaan (*Gentiana pneumonanthe*) voorkomt. De ligging van deze dopheidevegetaties sluit goed aan bij het op de militair-topografische kaart van 1910 aangegeven ligging van heide (Figuur 2-5).

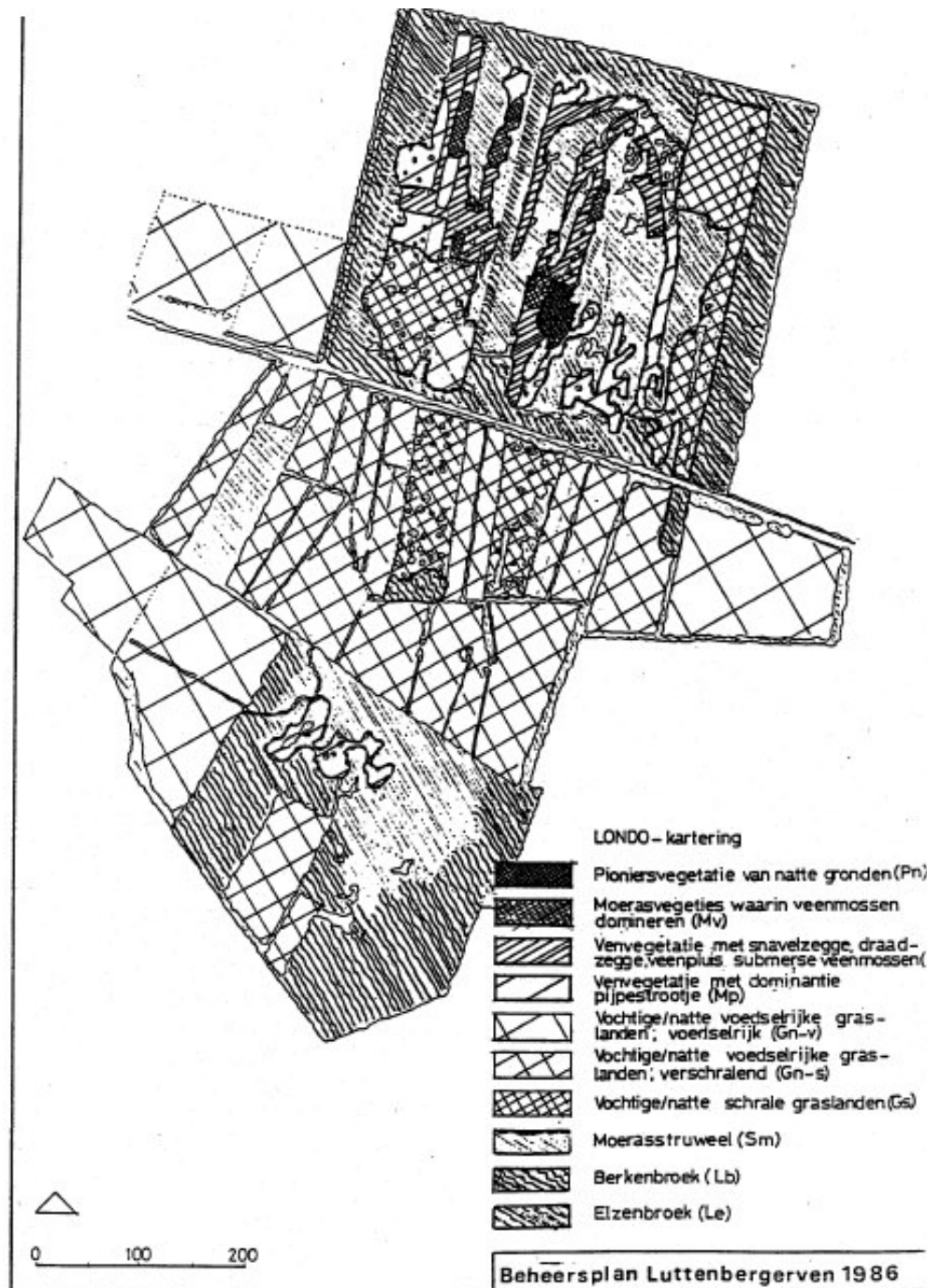
Uit een vegetatiekaart uit het beheersplan voor het Luttenbergerven van 1986 blijkt dat de hier boven beschreven gradiënten nog voor een groot deel zijn terug te vinden. Wel is een groot deel van het gebied dichtgegroeid met wilgen (Gauwe wilg?), berken en elzen. Ten zuiden van de zandweg zijn grotere veranderingen opgetreden. Op de percelen die in 1960 net waren ontgonnen (en waar tussen de graansoorten een ondergroei met Wateraardbei en Kattenstaart voorkwam), zijn in 1986 blauwgraslanden ontstaan. Een dergelijke ontwikkeling werd door Gaasenbeek al voorspeld, met een verwijzing naar de Rossemermeden, waar "een in de oorlog als bouwland gebezigd terrein thans het schraalste blauwgrasland is". Het oostelijke perceel dat door Gaasenbeek werd gekarteerd als soortenrijk blauwgrasland wordt in 1986 aangegeven als 'vochtig/nat voedselrijk grasland, verschralend'. Het is niet duidelijk hoe een 1960 reeds schrale vegetatie in 1986 kan zijn veranderd in een verschralend voedselrijk grasland, tenzij tussendoor bemesting heeft plaatsgevonden.

>break

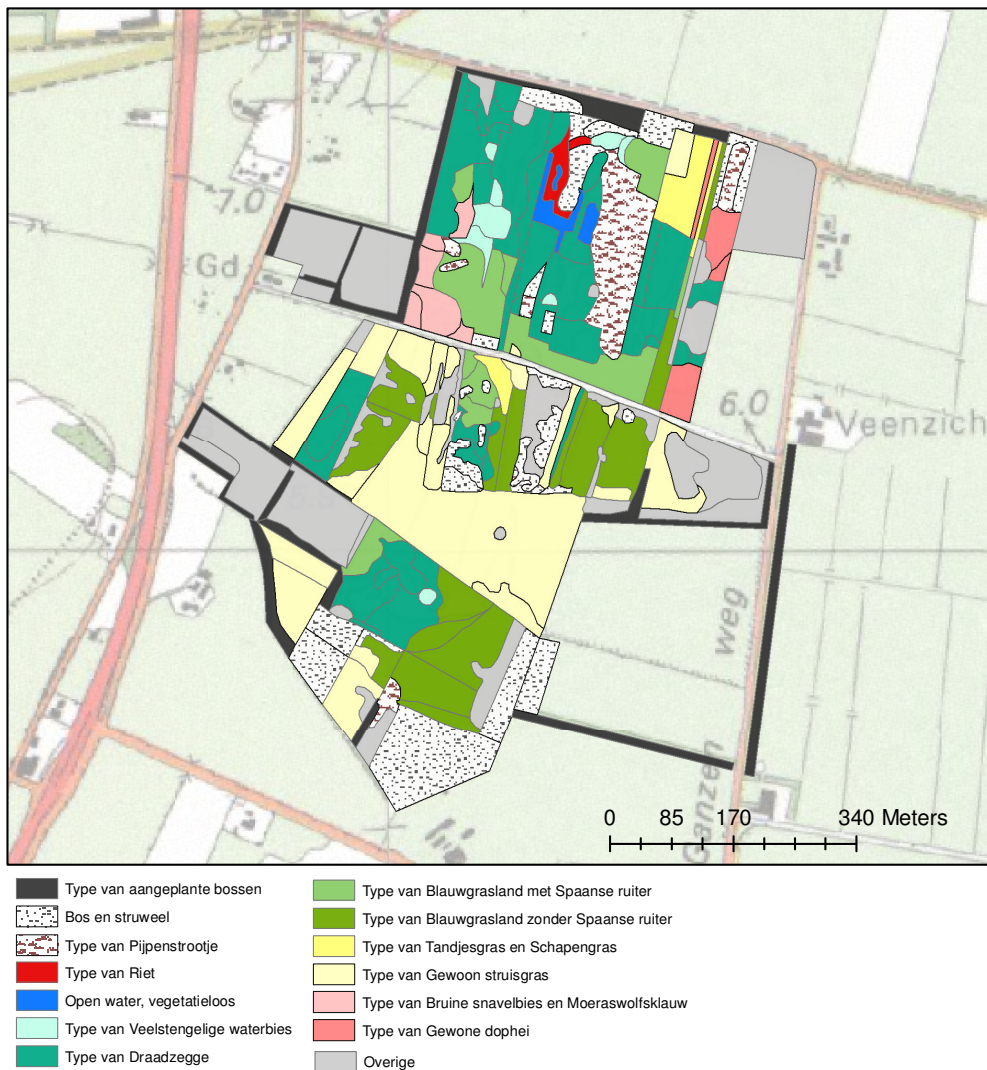
Figuur 5-1 Vegetatiekaart uit 1960 door Gaasenbeek



>break



Figuur 5-2 Vegetatiekaart uit beheersplan Luttenbergerven 1986.



Figuur 5-3 Vereenvoudigde vegetatiekaart Luttenbergerven 2004. Bron: Staatsbosbeheer.

Uit de vegetatiekaart van 2004 blijkt vooral dat het aandeel struweel is afgenomen ten gunste van draadzeggevegetaties en blauwgrasland. Op de voormalige landbouwgronden ten zuiden van het oude reservaat, op de kaart uit 1986 aangegeven als 'verschralende vochtig/natte voedselrijke graslanden' zijn nu voornamelijk begroeid met een (vrij droge) struisgrasvegetatie.

Van een aantal vegetatietypen is het ruimtelijk verspreidingspatroon opvallend stabiel. Dat geldt bijvoorbeeld voor de in het noordwesten gelegen dopheidevegetaties, waarvan de ligging maar weinig lijkt te zijn veranderd tussen 1960 en 2004. Maar ook de in het noorden aanwezige rietbegroeiing was reeds in 1960 aanwezig. Gaasenbeek schrijft dat "riet langs de hier gelegen diepe sloot binnendringt, vergezeld van onder meer Gewone waterbies en Holpijp".

Tabel 5-1 Voorkomen aandachtssorten in de periode 1960-2004

		Gaasbeek 1960	Croese ea 1993	Aggenbach 2000-2004	soortkartering SBB 2004*
Vensoorten					
<i>Apium inundatum</i>	Ondergedoken moerasscherm	x	x	x	
<i>Baldellia ranunculoides</i> ssp <i>ran</i>	Stijve moerasweegbree	x	x	x	
<i>Deschampsia setacea</i>	Moerassmele	x	x	x	
<i>Eleocharis acicularis</i>	Naaldwaterbies		x		
<i>Eleogiton fluitans</i>	Vlottende bies	x	x	x	
<i>Hypericum elodes</i>	Moerashertshooi	x	x	x	5
<i>Lythrum portula</i>	Waterpostelein			x	
<i>Pilularia globulifera</i>	Pilvaren	x		x	
<i>Potamogeton polygonifolius</i>	Duizendknoopfonteinkruid			x	1
Verlanding					
<i>Carex lasiocarpa</i>	Draadzegge	x	x	x	60
<i>Carex rostrata</i>	Snavelzegge		x	x	
<i>Carex vesicaria</i>	Blaaszegge	x	x	x	2
<i>Carex elata</i>	Stijve zegge	x			
<i>Lysimachia thyrsiflora</i>	Moeraswederik	x		x	1
<i>Scorpidium scorpioides</i>	Rood schorpioenmos	x			
<i>Sphagnum denticulatum</i>	Groot veenmos	?	x	x	41
Pioniers					
<i>Cicendia filiformis</i>	Draadgentiaan			x	
<i>Drosera intermedia</i>	Kleine zonnedauw	x	x	x	6
<i>Drosera rotundifolia</i>	Ronde zonnedauw	x	x		
<i>Linum catharticum</i>	Geelhartje	x			
<i>Lycopodiella inundatum</i>	Moeraswolfsklauw			x	1
<i>Radiola linoides</i>	Dwergvlas		x	x	
<i>Rhynchospora fusca</i>	Bruine snavelbies	x	x	x	8
Blauwgrasland					
<i>Carex oederi</i> subsp. <i>oedocarpa</i>	Geelgroene zegge	x	x	x	2
<i>Cirsium dissectum</i>	Spaanse ruiter	x	x	x	15
<i>Dactylorhiza maculata</i>	Gevlekte orchis		x	x	
<i>Euphrasia stricta</i>	Stijve ogentroost				2
<i>Gentiana pneumonanthe</i>	Klokjesgentiaan	x	x	x	18
<i>Parnassia palustris</i>	Parnassia	x	x	x	
<i>Pedicularis sylvatica</i>	Heidekartelblad	x	x	x	12
<i>Platanthera bifolia</i>	Welriekende nachtorchis	x	x	x	1
<i>Polygala serpyllifolia</i>	Liggende vleugeltjesbloem		x		
<i>Polygala vulgaris</i>	Gewone vleugeltjesbloem s.l.		x	x	
<i>Succisa pratensis</i>	Blauwe knoop	x	x	x	13
<i>Senecio paludosus</i>	Moeraskruiskruid	x			
<i>Valeriana dioica</i>	Kleine valeriaan	x			
<i>Viola canina</i>	Hondsviooltje	x	x		
<i>Viola palustris</i>	Moerasviooltje	x	x	x	2

*) aantal karteringsvlakken waarin soort is aangetroffen

5.2 Veranderingen in soortensamenstelling

In Tabel 5-1 wordt een overzicht gegeven van het voorkomen van een aantal voor vennen, zeggenvegetaties, pioniervegetaties en blauwgraslanden kenmerkende soorten in drie verschillende perioden. Gebruik is gemaakt van gegevens uit de studies van Gaasenbeek (1960), Croese en Jansen (1993) en Aggenbach (2006). In de laatste kolom is het aantal vegetatievlakken aangegeven waarbij soorten in een vegetatiekartering in 2004 zijn aangetroffen.

Zoals in de tabel te zien zijn de veranderingen in soortensamenstelling tussen 1960 en 2004 beperkt: veel van de in 1960 aangetroffen soorten komen nog steeds in het terrein voor. De grootste verandering is opgetreden in de draadzeggevegetaties. In 1960 kwam hier nog Rood schorpioenmos voor, een soort kenmerkend voor zeer basenrijke milieus die in Nederland inmiddels zeer zeldzaam is geworden. In plaats daarvan komt in de Draadzeggevegetaties nu op grote schaal Groot veenmos voor, een soort die kenmerkend is voor zure en zwak gebufferde vennen. Dit wijst er op dat er sinds 1960 een verandering heeft plaatsgevonden van sterk naar zwak gebufferde condities. Ook de achteruitgang van basenminnende soorten als Parnassia, Geelhartje, Kleine valerian en Moeraskruiskruid wijst op verzuring. Parnassia komt nog met weinige exemplaren voor, de overige soorten zijn na 1960 niet meer aangetroffen.

Soorten die niet of minder sterk gebonden zijn aan sterk gebufferde basenrijke milieus, zoals Klokjesgentiaan, Spaanse ruiter, Heidekartelblad, Welriekende nachtorchis, Blauwe knoop en Moerasviooltje hebben zich goed gehandhaafd of zijn in aantal toegenomen. Bovendien is het aantal soorten dat kenmerkend is voor zeer zwak gebufferde milieus licht toegenomen. Sinds 1960 nieuw verschenen soorten zijn Gevlekte orchis, Draadgentiaan, Dwergvlas en Moeraswolfsklauw.

In het ven is in het kader van het Ecologisch Meetnet van het waterschap de soortensamenstelling gemeten gedurende een aantal jaren (1997, 2000, 2004, 2007). Daaruit blijkt dat vanaf 2000 het aandeel groenwieren sterk is toegenomen. Ook treedt in zomer 2007, het laatste meetjaar, een bloei op van de *Gonyostomum semen*, een flaggellaat die goed gedijt in zuur fosfaatrijk water. Het aandeel sialgen en goudalgen, in 2000 nog dominant aanwezig, neemt in de daaropvolgende jaren sterk af. De ontwikkeling in de macrofauna is vergelijkbaar: voor vennen kenmerkende soorten nemen af, het aandeel storingssoorten neemt toe.

Wat water- en oeverplanten betreft is het beeld uit het Ecologisch Meetnet minder duidelijk. Het aantal waterplanten is over de gehele periode gering, en de soortensamenstelling te wisselend om trends te kunnen signaleren. In 1997 wordt eenmaalig abundant Bronmos (*Fontinalis antipyretica*) aangetroffen, in 2000 komt Vlottende bies frequent voor, en Duizendknoopfonteinkruid (*Potamogeton polygonifolius*), die in 1997 zeldzaam was, wordt in 2004 lokaal frequent aangetroffen. De Stijve waterweegbree (*Echinodorus ranunculoides*) is alleen in 1997 gevonden. Moerasshertshooi (*Hypericum elodes*) wordt in alle jaren aangetroffen. Ondergedoken moerasschermer (*Apium inudatum*) is in alle jaren gevonden, met uitzondering van 2007. Dat hangt waarschijnlijk samen met het feit dat in dat jaar alleen de oever en oeverzone is opgenomen. In de oeverzone is er een toename waar te nemen van Draadzegge (*Carex lasiocarpa*; afwezig in 1997, lokaal dominant of abundant in volgende jaren), Veenmos (*Sphagnum*; in 1997 abundant, neemt daarna toe lokaal dominant of codominant) Riet (*Phragmites australis*; neemt toe van frequent tot codominant). Bij de eerste twee soorten is dat mogelijk het gevolg van het herbegroeid raken van de oever. De toename van het riet is, mede gezien de vitaliteit en hoogte van de planten, een indicator voor een toegenomen voedselaanbod. Een andere soort die is toegenomen is Naalddwaterbies (*Eleocharis acicularis*; afwezig in 1997 en 2000, in 2004 en 2007 occasional tot abundant).

5.3 Conclusies

- In het oudste deel van het reservaat, ten noorden van de zandweg, zijn de vegetatiepatronen weinig veranderd sinds 1960
- Wel is een aantal soorten van sterk gebufferde milieus in aantal afgenomen of uit het gebied verdwenen. Dit wijst er op dat er tussen 1960 en nu verzuring is opgetreden.
- Soorten van zwak gebufferde milieus hebben zich goed gehandhaafd of zijn zelfs toegenomen.
- In het ven wijzen de veranderingen in de soortensamenstelling van de microflora (algen en wieren) op een sterke eutrofiering tussen 2000 en 2004.

6 Discussie

6.1 Herkomst basenrijkdom

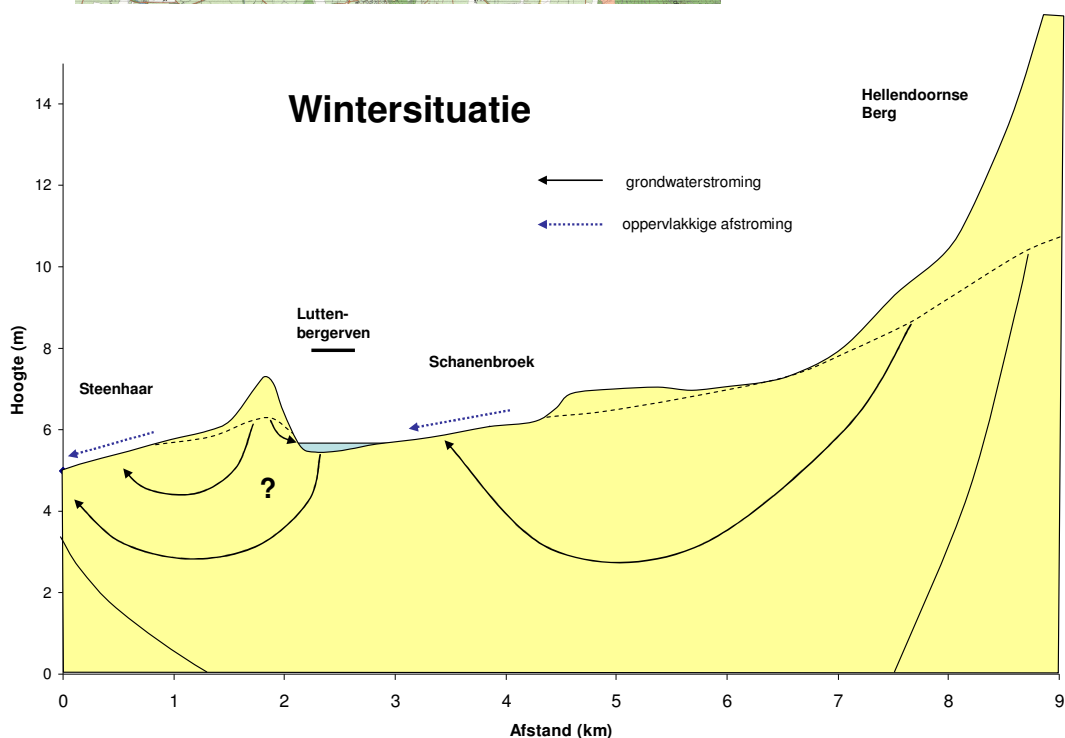
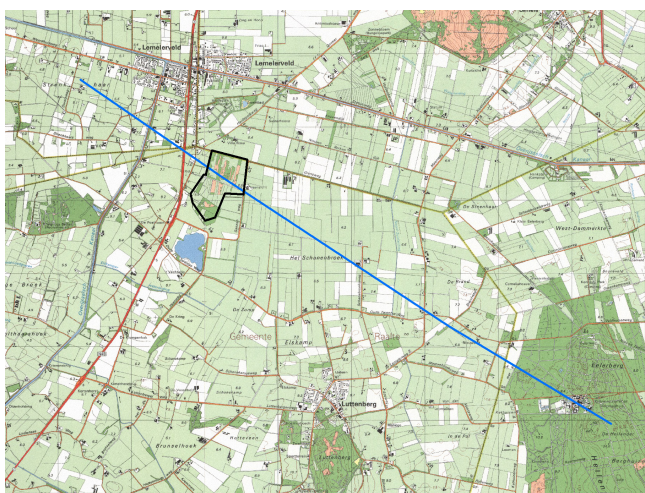
Een belangrijke vraag die in dit onderzoek beantwoord moest worden is wat het achterliggende mechanisme is voor de aanvoer van basenrijk grondwater. Als mogelijke mechanismen zijn in eerdere studies genoemd:

- lokale kwel vanuit de aangrenzende dekzandrug, waarbij drukverschillen tussen grondwater in de aanliggende dekzandrug en het waterpeil in het ven verantwoordelijk is voor opwaartse beweging van basenrijk grondwater (oppersmechanisme zoals beschreven door Jansen en Maas, 1995),
- regionale kwel met basenrijk water vanuit de stuwwal (Kooijman, 2002).

Op basis van geologie, bodemopbouw en historische beschrijvingen is aannemelijk dat het door Jansen en Maas beschreven oppersmechanisme een belangrijke rol heeft gespeeld in het ontstaan van de bekeerdgronden die in west-Salland op grote schaal voorkomen in de laagtes tussen de oost-west verlopende dekzandruggen. (Figuur 2-6). Het Schanenbroek wijkt echter op een aantal punten af van de in west-Salland voorkomende oost-west verlopende dekzandlaagten. In de eerste plaats doordat het gebied aan drie zijden begrensd wordt door hoge stuwwallen dan wel stuwwalresten. In de tweede plaats doordat de laagte geen natuurlijke afvoer naar het westen heeft.

In het oostelijk deel van het Schanenbroek wijzen de kalkrijkdom en de ijzeraanrijking in de ondergrond op de aanvoer van grondwater. In plaats van lokale kwel, onder invloed van hogere wintergrondwater-standen in dekzandruggen, zal hier naar verwachting vooral regionale kwel met een minder sterk seizoensmatig karakter hebben plaatsgevonden vanuit de stuwwallen. In het meest westelijke deel van het Schanenbroek, het huidige Luttenbergerven, ontbreken aanwijzingen voor het optreden van kwel. De ontijzering van de bodem wijst er op dat hier ten tijde van de bodemvorming infiltratie is opgetreden. Dit lijkt op het eerste gezicht strijdig met de ligging in het laagste deel van het Schanenbroek. In ontwaterde beekdalen en dekzandlaagten zijn het over het algemeen de laagste delen die onder de invloed van kwel staan. Dat dit in het Schanenbroek niet, of althans niet gedurende de hele ontstaangeschiedenis, het geval is geweest, kan worden verklaard uit een combinatie van omstandigheden, te weten (a) de afstand tot de stuwwal, (b) het ontbreken van afwatering en (c) de nabijheid van niet volledig afvoerloze dekzandlaagten ten westen van het Luttenbergerven.

Op basis van de genoemde factoren is het niet onwaarschijnlijk dat het Schanenbroek aan het begin van het holoceen vóór de veenvorming het karakter heeft gehad van een doorstroomven. *Figuur 6-1* geeft een reconstructie hoe het geohydrologisch systeem in die periode gefunctioneerd zou kunnen hebben. Daarbij trad aan de oostzijde van het Schanenbroek regionale kwel op vanuit de aangrenzende stuwwal. Als gevolg van het aanwezige oost-west verhang stroomde een deel van het kwelwater oppervlakkig af richting het westen. Door gebrek aan waterafvoer in combinatie met een slecht doorlatende bodem stagneerde dit water vervolgens in het laagste deel van het Schanenbroek, het Luttenbergerven. Omdat in de westelijke van de dekzandrug gelegen laagten in de winter wél oppervlakkige afstroming naar het westen mogelijk was kan er vervolgens voldoende drukverschil zijn ontstaan om inzijging ter plekke van het Luttenbergerven te doen ontstaan.



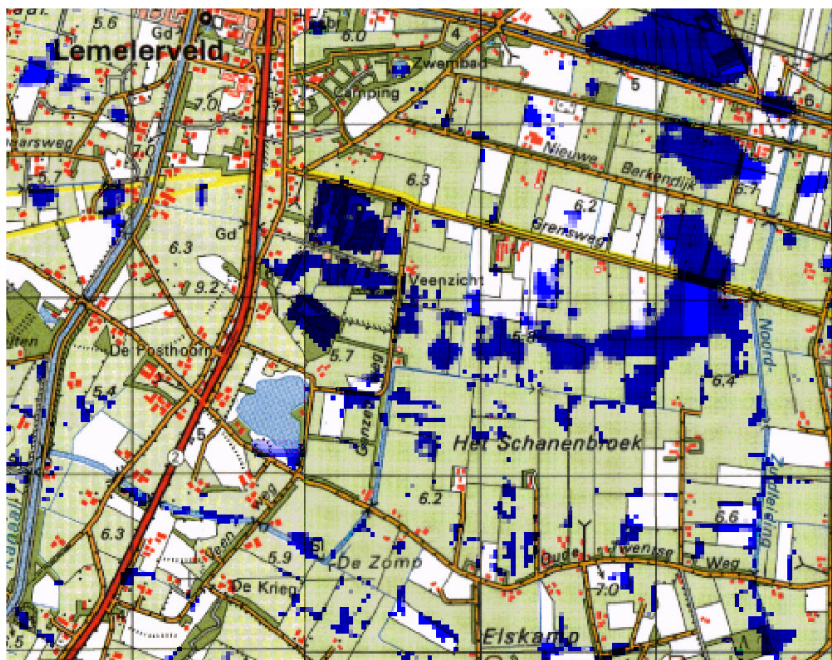
Figuur 6-1 Dwarstransect door het Schanenbroek met reconstructie van de mogelijke waterhuishouding aan het begin van het holoceen.

Hiermee kunnen de de bestaande bodempatronen echter nog onvoldoende worden verklaard. In de eerste plaats is het de vraag of ontijzing ook optreedt bij infiltratie van basenrijk water zoals dat volgens bovenstaande hypothese zou moeten hebben plaatsgevonden. Normaliter vindt ontijzing van podzolen plaats onder gereduceerde én zure omstandigheden. Voor de vorming van een podzol-B horizon zijn in ieder geval zure omstandigheden vereist. In humuspodzolen ontstaat de B-horizont onder invloed van inspoeling van armorfe humusverbindingen. Dit gebeurt normaliter alleen onder zure omstandigheden. Ook de ontkalking in het zuidelijk deel van het Luttelbergerven valt slecht te rijmen met de infiltratie van basenrijk water

NB Of in het gebied ook humusinspoelingshorizonten aanwezig zijn is echter niet geheel duidelijk. Omdat op de diepte waar normaliter een podzol-B voorkomt in het Luttelbergerven een humeuze meerbodemafzetting voorkomt is de aanwezigheid van een podzol-B moeilijk vast te stellen. Het is mogelijk dat indeling bij een podzolgrond vooral is gebaseerd op de ontijzing van de ondergrond.

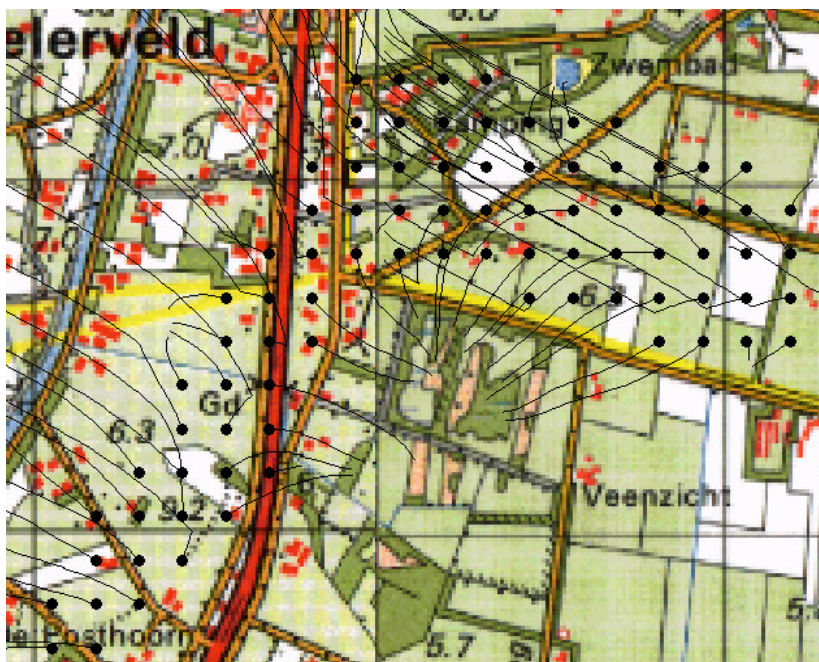
Een mogelijke verklaring voor de ontijzing en ontkalking in het gebied is dat de aanvoer van basenrijk oppervlaktewater door veenvorming is geblokkeerd en uiteindelijk het veen zo ver boven het grondwaterpeil is uitgegroeid dat een regenwatergevoed hoogveen is ontstaan.

Het functioneren van het Luttenbergerven als doorstromven dan wel infiltratiegebied lijkt strijdig met de reconstructie van de vroegere geohydrologische situatie door het waterschap (Ros 2010). Daaruit zou blijken dat in het verleden in het Luttenbergerven kwel zou zijn opgetreden (Figuur 6-2), waarbij de kwel in het noordelijke deel van het Luttenbergerven vooral afkomstig zou zijn uit de noordelijker gelegen dekzandrug (Figuur 6-3). Vraag is echter of in het model wel rekening is gehouden met oppervlakkige afstroming en met stagnatie van water boven maaiveld. Als daarmee geen rekening is gehouden kan het zijn dat het model een situatie voorspelt die zou ontstaan wanneer het laagste deel van het Schanenbroek wél oppervlakkig ontwaterd zou worden. [navraag bij Barry Ros] Bovendien is in het model uitgegaan van het huidige maaiveld, ná afgraven van de veenlaag.



Figuur 6-2 Kweldruk zoals met MIPWA berekend voor een situatie zonder ontwatering. Aangegeven is de kweldruk tussen laag 1 (deklaag) en laag 2 (zandondergrond=1e watervoerende pakket). Uit: Ros, 2010.

In hoeverre delen van het Luttenbergerven in het verleden onder invloed hebben gestaan van periodieke kwel vanuit de aangrenzende dekzandrug is niet duidelijk. Gezien de ligging in de overgang tussen de westelijk gelegen dekzandrug met veldpodzolen en het oostelijk gelegen Schanebroek met beekerdgronden is het niet onwaarschijnlijk dat in tenminste een deel van het terrein gedurende ten minste een deel van de tijd lokale kwel is opgetreden. De berekeningen van Ros laten zien dat bij het huidige maaiveld en zonder ontwatering van de omgeving kwel vanuit de noordelijke dekzandrug te verwachten is. De kalkrijkdom van de bodem in het noordelijk deel van het Luttenbergerven zou kunnen samenhangen met het optreden in het verleden van lokale kwel, die de ontkalking onder invloed van infiltrerend regenwater heeft tegengegaan. Het is echter ook mogelijk dat het ondiepe voorkomen van kalk samenhangt met de slecht doorlatende leem- en veenlaag, die maakt dat minder infiltratie van regenwater en dus ook minder ontkalking optreedt.

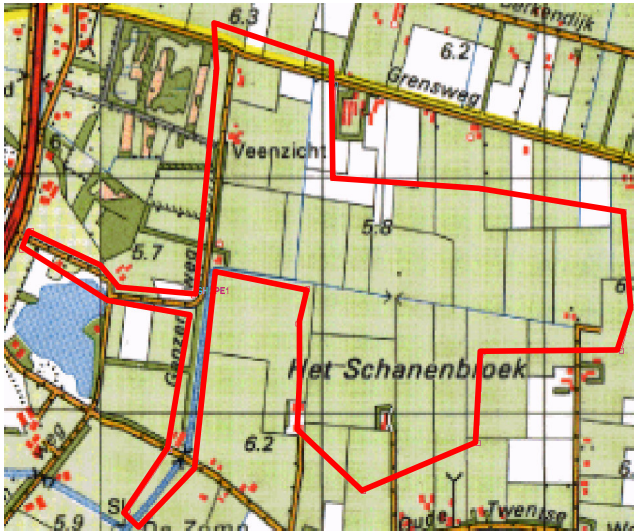


Figuur 6-3 Stroombanen zoals met MIPWA berekend voor een situatie zonder ontwatering met behulp van 'forward modelling'. De zwarte bollen geven de oorsprong van de waterdeeltjes aan, de lijnen de stroombaan die wordt afgelegd. Uit: Ros, 2010.

Het is moeilijk aan te geven welke mechanisme nu bepalend is geweest voor de vroegere buffering van het Lutterbergervan. Naar verwachting hebben meerdere mechanismen een rol hebben gespeeld, waarbij bovendien het relatieve belang van de verschillende mechanismen per terreindeel en per periode gevarieerd zullen hebben. Een mogelijk scenario is bijvoorbeeld dat:

- het Lutterbergervan aan het begin van het holoceen het karakter heeft gehad van een doorstroomveen zoals weergegeven in Figuur 6-1;
- dat het gebied daarna als gevolg van veenvorming is veranderd in een doorstroomveen;
- dat door verdergaande veenvorming in combinatie met de ontwatering van de westelijker gelegen dekzandlaagten (door het graven van wettingen) geleidelijk een regenwatergevoed hoogveen of heidegebied is gevormd;
- dat door ontginning en afgraving van het veen lokale kwel is opgetreden vanuit de aangrenzende dekzandrug;
- dat de lokale kwel als gevolg van verdergaande ontwatering van de omgeving het gebied is verdwenen, waardoor het gebied het huidige karakter van infiltratiegebied heeft gekregen.

Welk mechanisme nu het meest bepalend is geweest voor de basenrijkdom van de bovengrond is moeilijk aan te geven. Als een fase met hoogveenvorming (fase c) heeft ontbroken, kan de basenrijkdom van de bovengrond nog het gevolg zijn van de vroegere aanvoer van basenrijk grondwater afkomstig uit het meer oostelijk deel van het Schanenbroek. Lokale kwel zou er in dit geval aan hebben bijgedragen dat uitloging van de bovengrond werd vertraagd. Als er wél een fase is geweest met hoogveenvorming zou de buffering van de bovengrond geheel verklaard moeten worden uit aanvoer van basen met lokaal grondwater ná ontginning van het veen.



Figuur 6-4 Effecten van het dempen van sloten in het Schanenbroek op de kwel in het Luttenbergervan. Boven: het gebied waarbinnen in het model sloten zijn gedempt (aangegeven met rode contour). Onder: resulterende kweldruk tussen laag 1 en 2. Kwel = blauw. Uit: Ros, 2010.

6.2 Mogelijkheden voor herstel

Herstel van de situatie van voor 1850, toen het huidige Luttenbergervan lag aan de rand van een $\pm$ afvoerloze laagte gevoed door kwel, is gezien de grote veranderingen in waterbeheer en landgebruik zo goed als uitgesloten. Wel biedt de aanwezigheid van een kalkrijke ondergrond mogelijkheden voor herstel van basenrijke omstandigheden. Vraag is echter hoe dat water weer tot in de wortelzone te krijgen. Al vóór de herstelmaatregelen in de jaren 90 was er sprake van een infiltratiesituatie, en door vernatting van het terrein als gevolg van de herstelmaatregelen is de infiltratie naar verwachting alleen maar toegenomen.

Herstel van een kwelsituatie, en daardoor de aanvoer van kalkrijk grondwater uit de ondergrond, is alleen mogelijk door de oppervlakte- en grondwaterpeilen in de omgeving te verhogen. Door Ros (2010) is nagegaan wat het effect zou zijn wanneer de sloten in een groot deel van het Schanenbroek ten oosten van het Luttenbergerven gedempt zouden worden. Volgens de berekeningen zou dan een deel van het Luttenbergerven weer onder invloed komen van kwel (Figuur 6-4). Het gaat slechts om een verkennende studie, waarin nog niet is gekeken naar de combinatie met mogelijke andere maatregelen. Zo is niet gekeken naar het effect van het dempen van sloten die de aangrenzende dekzandrug ontwateren. Met name de waterleiding OK20.2/OK20.4, die begint aan de westzijde van het Luttenbergerven en dwars door de dekzandrug richting het Overijssels Kanaal loopt (Figuur 3-2), heeft naar verwachting grote invloed op de grondwaterstand in de dekzandrug. Maar ook kleinere sloten en greppels kunnen een relatief grote invloed hebben op de grondwaterstanden in de dekzandrug.

Het zou daarom goed zijn om aanvullende modelberekeningen uit te voeren, met als een doel het zoeken van een set van maatregelen die het mogelijk maakt om een opwaartse grondwaterstroming te herstellen in het Luttenbergerven zonder dat dit leidt tot onaantvaardbare vernattingsproblemen in de omgeving. Daarbij zou in ieder geval moeten worden gekeken naar de effectiviteit van het dempen van sloten en greppels in om rond de dekzandrug. Maar ook zou gekeken moeten worden naar de interne waterhuishouding. Door het dempen van sloten in het reservaat zijn de peilen in het gebied relatief hoog en wordt er nu veel regenwater vastgehouden. Door een (beperkte) afwatering van het ven zou het stijghoogteverschil met de grondwaterstand in de dekzandrug kunnen worden vergroot. Ook zou gedacht kunnen worden aan het opzetten van peilen in de zuidelijk gelegen zandwinplas.

Aandachtspunt is de mogelijk eutrofiering door de aanvoer van lokaal grondwater uit de aangrenzende landbouwpercelen. Oppervlaktewaterpeilen en grondwaterstanden mogen niet zo ver worden verlaagd dat in de zomer water wordt aangetrokken vanuit de omringende sloten. Ook moet de kweldruk voldoende groot zijn om tegenwicht te bieden aan de weerstand van de afsluitende leemlaag.

Het is niet bij voorbaat zeker dat het mogelijk zal zijn om de kweldruk voldoende te herstellen om weer aanvoer van grondwater mogelijk te maken. Mocht uit de aanvullende berekeningen blijken dat herstel van een grondwatergebufferde systeem niet mogelijk is, of de noodzakelijke maatregelen zo ingrijpend zijn dat herstel maatschappelijk niet aanvaardbaar is, dan zal geaccepteerd moeten worden dat de nu nog aanwezige blauwgraslanden op termijn zal verdwijnen, en het ven zal verzuren. Vanwege de zeer natte omstandigheden en de beperkte wegzijging zullen de omstandigheden vooral geschikt worden voor natte heidevegetaties, mogelijk met aanzetten tot hoogveenvorming in de natste delen.

7 Conclusies en aanbevelingen

Aan het begin van het onderzoek zijn een aantal onderzoeksvragen geformuleerd (par. 1.1). In het volgende zal per vraag worden aangegeven in hoeverre de vraag kan worden beantwoord en welke kennishiaten resteren.

Wat zijn de hydrologische effecten geweest van het uitgevoerde wateraanvoerplan op het Luttenbergerven? Hebben de in 2003 vastgestelde trends in grondwaterstanden in en rond het Luttenbergerven zich voortgezet en hoe groot zijn de opgetreden veranderingen?

Als gevolg van de aanvoer van water is de laagste grondwaterstand in het Luttenbergerven gemiddeld met bijna 1 dm gestegen. In het noordelijk deel van het Luttenbergerven zijn ook de hoogste grondwaterstanden gestegen, waarschijnlijk als gevolg van het dichten van de hier aanwezige sloten. In het zuidelijk deel van het Luttenbergerven zijn de hoogste grondwaterstanden juist gedaald. Wat de oorzaak is van deze daling is niet bekend.

Hoe is het gesteld met de basenrijkdom van bodem en het grondwater in de bovenste meters van de ondergrond? Treedt nog toestroming van basenrijk grondwater op?

In de ondergrond komt kalkrijk rivierzand voor. In het noordelijk deel van het Luttenbergerven komt dit kalkrijke zand al binnen 3 meter voor, in het zuidelijker deel is ontkalking verder voortgeschreden. De chemische samenstelling en de hardheid van het grondwater is nauw gerelateerd aan de bodemsamenstelling. In het noordelijk deel van het Luttenbergerven is er een scherpe overgang van matig hard tot zacht grondwater in de bovengrond, naar zeer hard grondwater in de ondergrond. In het zuidelijk deel neemt de hardheid minder sterk toe met de diepte. De kwaliteitsmetingen geven geen aanwijzingen dat er nog opwaarts transport van basenrijk grondwater optreedt. Grondwaterstandsmetingen geven aan dat het gebied al vóór 1998 een infiltratiegebied was.

Door welk proces treedt of trad toestroming van basenrijk grondwater op (lokaal of regionaal systeem, invloed aanwezigheid van ondiepe kalkrijke lagen of door een combinatie van beide)?

Er zijn meerdere processen die een rol hebben gespeeld in het ontstaan van het Luttenbergerven. Regionale kwel vanuit de stuwal en stuwwalrestanten heeft waarschijnlijk een belangrijke rol gespeeld in het ontstaan van het oostelijker gelegen Schanenbroek, en is waarschijnlijk de voornaamste oorzaak waarom hier beekerdgronden met een niet ontkalkte ondergrond voorkomen. Op basis van de bodempatronen (aanwezigheid podzolgronden, ontkalkingsdiepte) kan echter vrijwel worden uitgesloten dat de regionale kwel tot in het Luttenbergerven is opgetreden. Dat is waarschijnlijk het gevolg van de ligging aan de rand van het Schanenbroek in combinatie met de drainerende werking van de westelijker gelegen dekzandlaagten. Wel is het waarschijnlijk dat in een ver verleden oppervlakkige aanvoer van basenrijk water uit het Schanenbroek is opgetreden en dat het gebied het karakter heeft gehad van een doorstroomvenn of -veen. Of er gedurende de ontstaansgeschiedenis ook perioden zijn geweest dat het gebied onder invloed heeft gestaan van lokale kwel met water vanuit de aangrenzende dekzandrug valt niet te achterhalen.

Hoe hing de historische en hoe hangt de actuele zonatie van vegetatietypen samen met de hydrologische en chemische processen? Vindt buffering van de zuurgraad op relatief basenrijke standplaatsen alleen plaats door kationuitwisseling?

Over de aard van de vegetatie vóór 1960 valt weinig met zekerheid te zeggen. Op basis van de aanwezigheid van meso-eutroof veen met resten van zeggen en elzen kan worden geconcludeerd dat het veen is ontstaan onder basenrijke omstandigheden. Omdat de bovenste veenlaag door veenwinning, veraarding en afgraving is verdwenen valt niet te achterhalen of er ook een fase is geweest waarin zich onder invloed van infiltrerend regenwater hoogveen heeft gevormd. Vanaf 1960 zijn de vegetatiepatronen opvallend stabiel, met in het laagste deel vegetaties kenmerkend voor zwak gebufferde vennen, op de hogere delen blauwgraslanden en heischrale graslanden en op de tussengelegen delen uitgestrekte draadzeggevegetaties. Ook de rietvegetatie in het noordelijkste deel van het Luttenbergerven was in 1960 al aanwezig. Wel hebben zich een aantal veranderingen voorgedaan in soortensamenstelling. Het verdwijnen van soorten van sterk

gebufferde milieus wijst er op dat sinds 1960 verzuring is opgetreden. Soorten van zwak gebufferde milieus zijn echter stabiel gebleven of juist toegenomen. Het voorkomen van soorten van zwak gebufferde milieus is in de huidige situatie volledig afhankelijk van de basenverzadiging van de lemige/humeuze bovengrond. De basenverzadiging is echter laag, en bij blijvend infiltratie van regenwater zal zich naar verwachting op termijn een geleidelijke verandering richting soortenrijke natte heide voordoen.

Welke type aanvullende maatregel is nodig voor duurzaam herstel van basenrijke standplaatsen tbv blauwgrasland, heischrale graslanden en zwakgebufferde ven?

Herstel van basenrijke standplaatsen is mogelijk door het waterbeheer zodanig in te richten dat de infiltratie van regenwater stopt en dat tenminste weer periodiek opwaarts transport van basenrijk grondwater plaats vindt. Omdat de ondergrond kalkrijk is maakt de herkomst van het grondwater weinig uit, mits het maar geen recent geïnfiltreerd voedselrijk oppervlaktewater is. Op basis van door het waterschap uitgevoerde modelberekeningen is het mogelijk om in een deel van het Luttenbergerven weer kwel terug te krijgen door dempen van sloten of opzetten van slootpeilen in het oostelijk gelegen gebied. Dat heeft echter grote gevolgen voor de landbouw. Vraag is of een vermindering van de drainage van de aangrenzende dekzandrug niet even effectief is om lokale kwel te doen ontstaan. Aanvoer van grondwater kan verder worden gestimuleerd door een (beperkte) verlaging van de venpeil en grondwaterstanden door oppervlakkige afvoer van overtollig regenwater. Onderzocht zou moeten worden welke combinatie van maatregelen het meest effectief is om kwel in het gebied terug te krijgen zonder al te veel overlast te veroorzaken voor de omgeving.

Wat is de oorzaak van een hoge voedselrijkdom en eutrofiering van plassen en noordwestelijk deel van het Luttenbergerven? Welke maatregelen zijn nodig voor het stoppen van eutrofiering en verlagen van de voedselrijkdom in de eutrofe zeer natte delen?

Op basis van de onderzoeksgegevens is niet goed te achterhalen wat de achterliggende oorzaak is van de toegenomen eutrofiering. Het hoge fosfaatgehalte kan worden verklaard uit fosfaatomobilisatie onder permanent natte, gereduceerde omstandigheden. Dat levert echter geen verklaring voor de hoge nitraat- en kaliumgehalten. Het zou kunnen zijn dat ook aanvoer van oppervlaktewater in het verleden nog doorwerkt in de voedselrijkdom van het ven. Opvallend is dat ook al in 1960 gewag wordt gedaan van riet dat "langs de hier gelegen diepe sloot binnendringt". Omdat de oorzaak van de eutrofiering niet duidelijk is, is ook moeilijk aan te geven welke maatregelen nodig zijn. Door oppervlakkige afvoer van regenwater in de winter kunnen de peilen iets verlaagd worden zodat de oevers van het ven vaker droogvallen en de oplosbaarheid van fosfaat afneemt. Omdat niet zeker is of fosfaatomobilisatie inderdaad een oorzaak is, is het resultaat van een dergelijke ingreep ook onzeker.

8 Literatuur

Aggenbach, C.J.S., 2006. Vegetatiemonitoring Luttenbergerven 2000-2004. Rapport KWR 04.084. KIWA Water Research, Nieuwegein.

Croese, T.H.M. & A.J.M. Jansen, 1993. het Luttenbergerven in beeld. Verslag van een vegetatiekartering en de ecohydrologische interpretatie hiervan. KIWA, Nieuwegein.

Delft, S.P.J. van, Brouwer, F. & M.M. van der Werff, 2007. Naturpotentie in vier NBL projecten in Gelderland en Overijssel. Geïntegreerd bodemkundig en hydrologisch onderzoek naar de mogelijkheden voor natuurontwikkeling. Rapport 1334. Alterra, Wageningen.

Delft, S.P.J., 2004. Veldgids humusvormen. Beschrijving en classificatie van humusprofielen voor ecologische toepassingen. Alterra, Wageningen.

Gaasenbeek, H. , 1960. De vegetatie van het Luttenbergerven (Schanebroek). Natuurwetenschappelijk Archief Staatsbosbeheer.

Haans, J.E.P.M. (1956). Rapport over de bodemkundige en botanische gesteldheid van enkele vennetjes in Overijssel. Natuurwetenschappelijk Archief, Staatsbosbeheer, Driebergen. Geciteerd in Croese en Jansen, 1993.

Kemmers, R.H., F. Brouwer, S.P.J. van Delft, M. Knotters & M.M. van der Werf, 2009. Bodemchemisch en -geografisch onderzoek Oldematen. Randvoorwaarden voor natuurdoelen in het kader van Natura 2000.

Knibbe, M. (1969). Gleygronden in het dekzandgebied van Salland. Verslagen van Landbouwkundige Onderzoekingen 726. Centrum voor Landbouwpublicaties en Landbouwdocumentatie, Wageningen.

Kooijman 2002. Evaluatie hydrologisch meetnet Luttenbergerven. Intern rapport Staatsbosbeheer, geciteerd in Ros, 2010.

Spek, van der Velde, Hannink en Terlouw, 2010. Mens en land in het hart van Salland. Bewonings- en landschapsgeschiedenis van het kerspel Raalte. Uitgeverij Matrijs, Utrecht.

Ros, B. (2010). Geologische systeemanalyse Luttenbergerven. Definitiever versie, 17 sept. 2010. Waterschap Groot Salland, Zwolle.

Von Asmuth, J.R., Maas, C., en Knotters, M. ,2006. Handleiding Menyanthes, versie 1.6; Kiwa Water Research, Nieuwegein.

I Profielbeschrijvingen meetpunten

Punt	Diepte		Textuur	Kleur	Kalk*	Bijzonderheden
	van	tot				
2	0	25	sterk veraard veen	donkerbruin	0	
	25	40	sterk lemig zand	licht bruin	0	
	40	70	matig fijn zand, met fijn grind	donkerbeige	0	H2S-geur
	70	250	matig fijn zand, met fijn grind	grijs	0	
	250	350	matig fijn zand, met fijn grind	grijs	2	
	350	450	grof zand, met fijn grind	grijs	2	
3	0	70	lemig veen, kleine/ grote zeggen, met Alnus-hout	donkerbruin	0	
	70	100	lemig zand, met kleine/ grote zeggen, met af en toe Alnus-hout	grijs	0	
	100	210	zand, bovenin matig fijn, onderin matig grof, lokaal fijn grind	bruin	0	
	210	450	matig grof zand, onderin matig grof, lokaal fijn grind	bruin	1	
4	0	5	veraard veen	zwart-bruin	?	
	5	40	lemig veen	zwart-bruin	?	
	40	60	fijn zand	rood bruin	?	
	60	100	leem	grijs-bruin	?	
	100	200	fijn zand	grijs	?	H2S lucht
	200	450	matig fijn zand	grijs	?	H2S lucht
5	0	50	fijn zand, sterk humeus	zwart-bruin	?	
	50	70	lemig fijn zand	donkerbruin	?	
	70	90	matig fijn zand	bruin	?	
	90	100	fijn zand, lemig met enkele grofzandige laagjes	grijs	?	
	100	170	matig fijn zand	grijs	?	
	170	450	matig fijn zand	grijs	?	
6	0	50	lemig fijn zand, sterk humeus	zwart-bruin	?	
	50	80	lemig fijn zand	donkerbruin	?	
	80	200	fijn zand	grijs	?	
	200	300	matig fijn zand	grijs	?	
	300	410	matig grof zand	grijs	?	
7	0	50	lemig fijn zand, sterk humeus	zwart-bruin	0	
	50	100	lemig fijn zand	donkerbruin	0	
	100	300	matig fijn zand	grijs	0	
	300	450	matig fijn zand	grijs	0	
8	0	50	lemig fijn zand, sterk humeus	zwart-bruin	0	
	50	80	fijn zand	roodbruin	0	
	80	100	fijn zand	grijs	0	H2S lucht
	100	450	matig fijn zand	grijs	0	H2S lucht
9	0	40	fijn zand, sterk humeus	zwart-bruin	0	
	50	80	matig fijn zand	roodbruin	0	
	80	100	fijn zand	roodbruin	0	
	100	450	fijn zand	grijs	1	

Punt	Diepte		Textuur	Kleur	Kalk*	Bijzonderheden
	van	tot				
11	0	5	veen	zwart-bruin	0	
	5	20	sterk zandige leem	licht bruin	0	
				licht bruin ->		
	20	90	matig fijn zand	beige	0	
	90	120	matig fijn zand	grijs-bruin	0	
	120	375	matig fijn zand	grijs	0	
	375	400	matig fijn zand	grijs	2	
	400	470	grof zand met veel fijn grind		2	
	*) 0: kalkloos (geen bruis) 1: kalkhoudend (zwakke bruis) 2: kalkrijk (syerke bruis)					

II Resultaten grondwateranalyses

* Vr = bodemvocht rhizon, Gm = Grondwater minifilter, G=grondwater peilbuis

			EC µS/cm 20 °C			pH			Ca mg/l			HCO ³ mg/l			SO ₄ mg/l			P-PO ₄ mg/l			N-NH ₄ mg/l			N-NO ₃ mg/l		
Punt	Type	Diep	2009	2010	2010	2009	2010	2010	2009	2010	2010	2009	2010	2010	2009	2010	2010	2009	2010	2010	2009	2010	2010	2009	2010	2010
			nov	apr	aug	nov	apr	aug	nov	apr	aug	nov	apr	aug	nov	apr	aug	nov	apr	aug	nov	apr	aug	nov	apr	aug
2	Vr	10	52	48	39	4.9	5.4	5.6	4	2	3	10	5	5	7	0	0	0		0	0.00		0.00			
2	Vr	25	62	37	43	5.3	5.1	5.0	7	6	6	18	19	15	1	0	0	0		0	0.00		0.00			0.41
2	Vr	50	54	58	47	5.2	5.1	4.8	6	6	5	25	19	15	0	0	0	0		0	0.14		0.13			0.04
2	Vr	100	63	55	51	5.3	5.2	4.9	6	6	5	34	20	17	0	0	0	0		0	0.18		0.00			0.30
2	Gm	153	473	352	312	6.7	7.3	7.8	97	70	62	342	232	207	14	6	9	0	0	0	0.15	0.00	0.10	0.00	0.00	0.00
2	Gm	253	472	447	441	7.9	7.4	8.0		88	90						2		0	0		0.18	0.19			0.06
2	Gm	353	482	489		7.2	7.7		109	106		342	342		11	9		0.07	0.03		0.89	0.63		0.00	0.00	
2	G	453	491	509	505	6.8	7.2	6.8	105	104	105	348	336	342	13	17	13	0.13	0.09	0.1	1.10	1.00	1.10	0.00	0.97	0.00
3	O		74	42	61	5.9	5.6	5.6	4		5	12	0	13	8		12	0.01		0	1.70		1.10	0.06		0.00
3	Vr	10	70	96	91	5.2	5.1	5.0	7	12	10	37	36	37	0	0	0	0		0	0.00		0.00			0.00
3	Vr	25	102	101	112	5.2	5.3	4.9		12	12	43	39	42	0	0	0			0			0.15			0.00
3	Vr	50	151	140	138	5.4	5.4	5.2		18	18	72	61	62	0	0	0	0		0	1.40		0.92			0.00
3	Vr	100	170	177	174	5.5	5.5	5.4	20	18	18	77	78	77	0	0	0	0		0	4.00		4.10			0.00
3	Gm	113	520	540	512	6.7	7.0	7.0	109	111	105	336	329	329	30	38	24	0.11	0.07	0.08	1.00	0.84	0.94	0.00	1.45	0.00
3	Gm	213	608	365	614	7.1	7.3	7.1	11	128	118	452	403	390	8	9	2	0	0	0.01	1.30	1.20	1.20	0.00	0.42	0.00
3	Gm	313	726	644	645	7.3	6.6	7.5	128	123	125		390	397	2	2	2	0	0	0	1.40	1.40	1.40	0.00	0.00	0.00
3	G	413	670	683	661	6.9	6.8	6.8	130	124	127	397	390	397	16	20	12	0.09	0.06	0.1	1.60	1.60	1.60	0.00	0.00	0.00
4	Vr	10	60	70	83	5.3	4.1	4.0	5	3	4		10	5	11	0	0	0.04		0	0.25		0.00	0.00		0.00
4	Vr	25	101	100	110	5.2	5.1	4.8	15	14	14	37	35	20	0	0	23	0		0	0.00		0.00			0.00
4	Vr	50	92	89	78	5.1	5.2	4.9	13	12	10	34	35	27	0	0	0	0		0	0.00		0.00			0.00
4	Vr	100	120	114	106	5.5	5.6	5.4	15	14	14	60	49	53	0	0	0	0		0	0.00		0.00			0.00
4	G	150	527	219	299	6.7	6.9	7.0	119	43	63	384	122	195	14	11	9	0.01	0	0	0.36	0.60	0.79	0.00	0.00	0.00

Punt	Type	Diep	EC µS/cm 20 °C			pH			Ca mg/l			HCO ³ mg/l			SO4 mg/l			P-PO4 mg/l			N-NH4 mg/l			N-NO3 mg/l		
			2009 nov	2010 apr	2010 aug	2009 nov	2010 apr	2010 aug	2009 nov	2010 apr	2010 aug	2009 nov	2010 apr	2010 aug	2009 nov	2010 apr	2010 aug	2009 nov	2010 apr	2010 aug	2009 nov	2010 apr	2010 aug	2009 nov	2010 apr	2010 aug
5	Vr	10	51	38	55	4.8	4.6	4.3	2	2	3	11	5	5	0	1	0	0		0	0.00		0.00			0.00
5	Vr	25	61	37	33	4.9	5.1	4.6	3	1	3	5	5	5	3	0	0	0		0	0.65		0.11			0.00
5	Vr	50	63	34	35	5.5	4.9	4.4	3	2	3	45	5	5	9	0	0	0.2		0	0.29		0.00	0.00		0.00
5	Vr	100	50	30	34	5.4	5.2	5.0	62	2	3	21	14	5	0	0	0	0		0	0.00		0.00			0.00
5	Gm	150	75	68	66	5.9	6.2	6.4	7	7	6	33	27	26	8	8	12	0.04	0.02	0.03	0.11	0.13	0.19	0.00	0.00	0.00
5	Gm	250	92	91	85	6.0	7.0	6.6	10	12	9	40	37	34	8	8	12	0.1	0.04	0.07	0.19	0.19	0.24	0.00	1.34	0.00
5	Gm	350	278	118	87	7.4	7.3	6.7		12	10			36			11		0.04	0.07		0.23	0.23			0.00
5	G	450	183		99	6.3	5.2	6.6		2	11		7	54		9	13		0.01	0.1		0.53	0.93		0.00	0.00
6	Vr	10	78	74	78	5.1	5.1	4.7	88	8	10	20	20	19	0	0	0	0		0	0.00		0.00			0.02
6	Vr	25	142	111	88	5.0	5.2	4.9	19	10	14	57	40	36	0	0	0	0		0	0.64		0.13			0.00
6	Vr	50	96	94	92	5.1	5.3	4.9	98		9	27		26	0		0	0		0.01	0.16		0.70			0.00
6	Vr	100	107		90	5.2		5.3	12		10	37	32	31	0	0	0	0		0	0.27		0.29			0.00
6	Gm	210	439		244	6.8		7.2	82		52	250		159	8		10	0		0	0.64		0.43	0.00		0.00
6	Gm	310			436			7.5		105	85					2		0.02		0		0.70	0.57			0.09
6	G	410	538	522	437	6.6	6.7	8.0	117	113	113	378	354	360	32	31	26	0.11	0.1	0.04	0.56	0.55	0.62	0.00	0.00	0.00
7	Gm	90	122	85	93	6.1	6.5	6.1	24	16	17	38	26	26	17	14	21	0.01	0	0.01	0.12	0.14	0.17	0.08	0.00	0.00
7	Gm	190		103	97		6.4	6.4		14	14		29	29		20	22		0.03	0.05		0.30	0.34		0.00	0.00
7	Gm	290	125	117	108	5.9	6.2	6.6	14	13	13	38	31	31	19	21	25	0.07	0.06	0.07	0.71	0.66	0.70	0.08	0.05	0.00
7	G	390	190	145	231	6.3	6.5	6.4	29	25	35	92	67	110	18	14	21	0.16	0	0.09	1.00	0.59	0.94	0.09	0.23	0.00
8	Vr	10		143	60		4.6	4.8	9	15	7	17	60	26	0	0	0	0		0	0.00		0.21			0.00
8	Vr	25	85	111	94	5.2	5.4	4.7	13	15	13	29	35	31	0	0	0	0		0.05	0.00		1.90			0.00
8	Vr	50	81	80	63	4.9	5.1	4.8	10	9	6	26	27	17	0	0	0	0		0.01	0.11		0.45			0.00
8	Vr	100	73	73	58	5.3	5.2	4.9	8	8	6	23	23	18	0	0	0	0		0	0.00		0.00			0.00
8	Gm	140	65	53	49	5.2	6.1	6.2	6	7	6	21	20	17	9	8	15	0	0	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.07	0.00
8	Gm	240	124	103	94	5.9	6.1	6.8	13	12	10	61	50	46	16	18	19	0.08	0.07	0.09	0.72	0.63	0.58	0.00	0.00	0.00
8	Gm	340	139	132	129	6.0	7.1	6.6	17	19	15	73		67	14		20	0.22	0.12	0.2	1.00	0.87	0.90	0.00		0.00
8	G	440	198	207	186	6.3	6.4	6.6	25	31	26	98	110	98	17	20	23	0.28	0.19	0.26	1.30	1.30	1.30	0.00	0.00	0.00
9	Gm	130	331	727	345	5.9	5.5	6.5	55	55	37	159	12	61	23	100	47	0.02	0	0	0.26	0.25	0.32	0.00	4.40	0.00
9	Gm	230	660	979	629	6.7	7.5	7.6		140	127		226			100	35		0.01	0.01		0.45	0.39		0.42	0.06
9	Gm	330	492	605	525	7.3	7.7	7.4		110	99			317			14		0	0		1.10	1.50			0.00
9	G	430	477	177	491	7.0	5.7	7.1	94	19	93	305		299	12	18	14	0.14	0.22	0.03	2.00	2.20	1.70	0.00	9.00	0.00

Punt	Type	Diep	EC µS/cm 20 °C			pH			Ca mg/l			HCO ³ mg/l			SO4 mg/l			P-PO4 mg/l			N-NH4 mg/l			N-NO3 mg/l		
			2009	2010	2010	2009	2010	2010	2009	2010	2010	2009	2010	2010	2009	2010	2010	2009	2010	2010	2009	2010	2010	2009	2010	2010
			nov	apr	aug	nov	apr	aug	nov	apr	aug	nov	apr	aug	nov	apr	aug	nov	apr	aug	nov	apr	aug	nov	apr	aug
11	Vr	10	71	41	40	5.0	5.2	4.5	8	4	4	12	12	5	9	0	0	0		0	0.54		0.12			0.00
11	Vr	25	59	48	59	5.1	5.2	4.8	5	5	7	27	17	14	0	0	0	0		0	0.00		0.00			0.00
11	Vr	50	65	50	47	5.4	5.1	4.8	7	6	5	20	19	14	0	0	0	0		0	0.00		0.14			0.00
11	Vr	100	53	53	29	5.3	5.8	4.9	5	5	3	20	17	5	0	0	0	0		0	0.00		0.26			0.00
11	Gm	140	355	322	311	7.2	7.3	7.0	64	63	60	226	207	201	14	10	12	0.02	0.02	0.03	0.64	0.46	0.51	0.00	0.00	0.00
11	Gm	240	303	289	201	6.7	7.3	6.9		61	39	0	183	116		12	12		0.05	0.08		0.84	0.90		0.00	0.00
11	Gm	340	353	325	337	7.3	6.9	7.5	66	64	63	238	207	226	17	14	13	0.09	0.08	0.08	1.50	1.30	1.40	0.00	0.00	0.00
11	G	440	379	379	426	6.5	7.0	7.1	77	81	79	262	250	256	14	17	17	0.14	0.11	0.13	1.50	1.30	1.40	0.00	0.00	0.00
	27FG95A				834			5.9			84			43			64			0.04			0.14			52.00
	27FG96E				185			7.3			19			10			17			0.00			0.00			13.00
	28AC005A				420			5.7			22			67			48			0.10			2.00			0.00
	28AG05B				113			6.1			15			26			22			0.02			0.17			0.00
	28AG05C				317			6.5			61			189			31			0.23			0.71			0.00
	28AG06D				542			6.9			92			250			20			0.00			1.00			0.00

Punt	Type	Diep	K mg/l			Mg mg/l			Fe mg/l			Al mg/l			Na mg/l			Cl mg/l		
			2009	2010	2010	2009	2010	2010	2009	2010	2010	2009	2010	2010	2009	2010	2010	2009	2010	2010
			nov	apr	aug	nov	apr	aug	nov	apr	aug	nov	apr	aug	nov	apr	aug	nov	apr	aug
2	Vr	10	0.0	0.5	0.1	0.6	0.3	0.4	0.3	1.3	1.4	0.3	0.3	0.6	5	3	2	6	4	5
2	Vr	25	0.0	0.0	0.0	0.4	0.3	0.3	1.3	1.2	0.8	1.4	1.9	1.8	4	4	3	8	5	5
2	Vr	50	0.1	0.0	0.1	0.6	0.7	0.5	1.3	1.9	0.9	1.9	2.1	2.1	4	5	4	6	6	6
2	Vr	100	0.4	0.1	0.1	0.8	0.8	0.6	2.4	2.0	1.4	1.5	1.7	1.7	4	4	4	7	6	6
2	Gm	153	0.4	0.3	0.3	10.0	6.9	5.6	9.5	2.8	5.3	0.1	0.1	0.2	8	5	5	5		
2	Gm	253		0.7	0.7		9.1	9.4		0.9	0.6		0.0	0.0		7	7			
2	Gm	353	1.0	0.7		6.2	6.0		5.1	3.5		0.0	0.0		8	6		3		
2	G	453	0.9	0.8	0.9	5.8	5.7	5.7	8.2	8.0	7.7	0.0	0.0	0.0	7	7	7	4		
3	O		3.2		1.2	1.3		0.0	1.4		1.7	0.6		1.6	6		6	10		
3	Vr	10	0.0	0.0	0.0	1.0	1.5	1.1	1.7	4.9	3.2	0.9	2.3	1.7	9	9	9	3	8	5
3	Vr	25		0.0	0.0		1.5	2.0		4.9	7.5		2.3	2.7		9	10	10	9	9
3	Vr	50		0.0	0.0		3.2	3.1		12.9	13.3		2.0	1.9		12	11	12	12	12
3	Vr	100	0.7	0.6	0.9	3.4	3.2	2.9	12.3	11.2	10.4	1.7	1.5	1.6	13	13	12	14	13	14
3	Gm	113	0.8	0.5	0.6	6.4	6.0	5.8	20.6	21.2	17.3	0.1	0.1	0.1	17	17	17	13		
3	Gm	213	1.1	1.4	0.7	2.0	7.1	6.4	3.2	3.2	0.7	2.3	0.6	0.0	10	19	18	22		
3	Gm	313	1.3	1.2	1.1	7.6	7.2	7.2	1.2	0.6	0.0	0.0	0.0	0.0	20	18	18	33		
3	G	413	1.2	1.2	1.2	7.3	7.2	7.1	12.8	12.0	12.9	0.0	0.0	0.0	19	20	20	37		
4	Vr	10	0.0	0.0	0.0	0.4	0.3	0.4	3.7	1.8	0.5	2.6	1.8	1.8	5	4	3	5	6	5
4	Vr	25	0.0	0.0	0.0	1.4	1.4	1.3	6.9	7.6	2.3	3.7	4.4	2.3	6	6	6	9	11	7
4	Vr	50	0.0	0.0	0.0	1.6	1.7	1.4	4.4	4.7	3.7	3.4	4.1	3.0	6	6	5	9	10	9
4	Vr	100	0.3	0.1	0.2	3.6	3.5	3.0	8.3	7.2	6.5	1.6	1.7	1.7	6	5	5	9	10	9
4	G	150	0.9	0.5	0.5	4.8	1.3	1.8	7.4	0.5	2.8	0.2	0.2	0.2	7	4	5	6		

Punt	Type	Diep	K mg/l			Mg mg/l			Fe mg/l			Al mg/l			Na mg/l			Cl mg/l		
			2009	2010	2010	2009	2010	2010	2009	2010	2010	2009	2010	2010	2009	2010	2010	2009	2010	2010
			nov	apr	aug	nov	apr	aug	nov	apr	aug	nov	apr	aug	nov	apr	aug	nov	apr	aug
5	Vr	10	0.4	0.6	0.4	0.3	0.5	0.6	0.3	0.4	0.6	1.6	0.6	0.6	6	3	1	8	5	5
5	Vr	25	0.9	0.5	0.4	0.5	0.4	0.6	0.3	0.4	0.8	1.5	0.9	1.1	6	3	2	8	4	5
5	Vr	50	0.7	0.7	0.2	0.7	0.4	0.6	7.5	0.3	0.5	2.1	1.0	1.3	5	3	2	6	5	4
5	Vr	100	0.2	0.0	0.1	0.4	0.2	0.3	1.3	0.6	0.6	1.2	1.1	1.4	4	3	2	6	4	4
5	Gm	150	0.5	0.5	0.4	2.5	2.4	2.2	4.0	2.7	3.1	1.5	0.8	0.8	5	5	5	7		
5	Gm	250	1.1	0.6	0.4	3.1	3.0	2.5	5.9	3.3	3.9	3.1	0.5	0.5	5	6	5	6		
5	Gm	350		0.9	0.4		3.3	2.4		4.9	3.9		0.6	0.4		10	5			
5	G	450		1.3	1.3		0.4	3.4		0.8	4.7		0.6	0.3		3	4			
6	Vr	10	0.1	0.4	0.0	0.9	0.8	0.9	3.5	3.8	3.4	0.7	0.8	1.0	5	5	5	12	11	10
6	Vr	25	0.7	0.1	0.2	1.6	2.0	1.0	7.5	4.1	5.0	1.5	2.2	2.7	9	6	6	16	16	10
6	Vr	50	0.2		0.2	1.9		1.7	4.0		3.4	2.0		2.1	5		5	14		13
6	Vr	100	0.4		0.4	2.3		2.0	5.3		4.2	1.7		1.9	5		5	15	14	13
6	Gm	210	3.0		1.0	4.4		2.3	4.8		3.4	0.3		0.7	7		5	11		
6	Gm	310		1.0	0.7		10.1	0.0		7.7	0.4		0.1	0.0		16	8			
6	G	410	0.5	0.4	0.4	8.1	8.5	8.8	16.7	16.5	16.5	0.1	0.1	0.1	8	9	9	3		
7	Gm	90	0.4	0.4	0.4	0.8	0.8	0.5	1.7	1.3	1.6	1.0	1.1	1.1	2	2	2	5		
7	Gm	190		1.2	1.4		3.0	2.8		5.5	5.0		0.6	0.6		2	2			
7	Gm	290	1.1	1.0	1.0	3.8	3.8	3.5	6.8	7.1	6.0	0.4	0.4	0.4	3	2	2	5		
7	G	390	0.9	0.5	0.7	5.5	3.1	5.7	6.8	1.1	4.2	0.2	0.4	0.2	2	3	2	4		
8	Vr	10	1.8	4.2	0.9	1.1	2.0	0.7	2.0	8.8	2.2	1.2	0.8	1.4	5	5	5	14	7	7
8	Vr	25	0.0	0.6	0.3	1.0	1.2	0.9	5.1	6.4	5.4	1.5	1.6	2.1	5	7	6	11	15	9
8	Vr	50	0.2	0.1	0.0	1.2	1.2	0.8	2.0	1.6	1.0	1.9	1.9	2.3	5	6	5	12	9	8
8	Vr	100	0.0	0.0	0.0	1.2	1.3	0.9	1.7	1.5	1.1	1.7	1.6	2.0	5	5	4	11	11	8
8	Gm	140	0.2	0.2	0.1	1.4	1.4	1.3	3.4	2.5	2.9	1.8	1.0	1.5	5	5	4	5		
8	Gm	240	0.7	0.6	0.7	3.7	3.6	3.0	8.6	7.9	6.6	0.8	0.9	0.8	8	9	7	2		
8	Gm	340	0.8	0.9	0.8	4.6	4.5	3.9	8.7	6.5	7.4	0.6	0.5	0.6	8	10	8	5		
8	G	440	0.8	0.9	0.8	4.3	5.1	4.5	9.2	9.5	8.5	0.4	0.4	0.3	9	9	9	9		

Punt	Type	Diep	K mg/l			Mg mg/l			Fe mg/l			Al mg/l			Na mg/l			Cl mg/l		
			2009	2010	2010	2009	2010	2010	2009	2010	2010	2009	2010	2010	2009	2010	2010	2009	2010	2010
			nov	apr	aug	nov	apr	aug	nov	apr	aug	nov	apr	aug	nov	apr	aug	nov	apr	aug
9	Gm	130	0.8	1.7	1.3	5.6	11.4	5.4	2.1	0.9	2.2	0.4	2.1	0.6	11	77	26	20		
9	Gm	230		1.3	1.0		8.6	5.8		0.9	1.2		0.2	0.2		70	17			
9	Gm	330		1.8	1.1		7.5	5.4		0.5	0.6		0.1	0.0		18	12			
9	G	430	1.2	6.3	1.2	5.4	2.7	5.0	5.0	1.0	1.4	0.0	1.4	0.0	12	7	12			
11	Vr	10	0.7	0.7	0.2	0.8	0.4	0.4	0.3	1.2	0.4	1.1	1.7	1.4	4	3	2	10	6	5
11	Vr	25	0.1	0.0	0.0	0.5	0.4	0.4	1.2	0.6	0.4	2.0	2.2	2.1	5	4	4	8	6	5
11	Vr	50	0.2	0.0	0.0	0.5	0.4	0.4	0.7	0.7	0.6	2.4	2.7	2.0	5	4	4	7	6	5
11	Vr	100	0.1	0.0	0.3	0.5	0.5	0.3	1.5	0.9	0.5	2.0	2.1	1.6	5	5	2	7	6	4
11	Gm	140	0.8	0.7	0.6	6.8	6.0	5.2	8.1	4.6	5.7	0.2	0.1	0.2	7	7	7	9		
11	Gm	240		0.7	0.7		3.8	1.8		5.6	3.6		0.3	0.3		6	5			
11	Gm	340	0.9	0.8	0.8	7.3	6.6	6.7	9.2	7.2	6.2	0.1	0.1	0.1	5	5	4	6		
11	G	440	0.9	0.6	0.7	6.2	6.5	6.2	7.1	7.9	7.5	0.1	0.1	0.1	5	5	5	5		
27FG95A					64.0			11.9			0.0			2.4			37			
27FG96E					1.1			5.7			0.0			0.2			5			
28AC005A					1.2			4.3			27.4			1.7			54			
28AG05B					1.6			1.3			0.6			1.2			6			
28AG05C					1.0			2.6			13.1			0.2			6			
28AG06D					1.2			5.1			4.0			0.0			20			

