

ICW nota 1828

december 1987

ALTERRA
Wageningen Universiteit & Research centre
Omgevingswetenschappen
Centrum Water & Klimaat
Team Integraal Waterbeheer



nota

**EFFECTEN VAN DE VUILSTORTPLAATS "DUKENBURG" OP HET
NATUURRESERVAAT "DE BRUUK" IN GROESBEEK**

S.H.M. van der Hulst en J. Hoeks

instituut voor cultuurtechniek en waterhuishouding . wageningen

**Dit onderzoek is uitgevoerd in opdracht van de Directie
Natuur, Milieu en Fauna (NMF) van het Ministerie van Land-
bouw en Visserij en betreft een van de proefobjecten van de
departementale Werkgroep Bodem**

NOTA/1828

ALTERRA
Wageningen Universiteit & Research centre
Omgevingswetenschappen
Centrum Water & Klimaat
Team Integraal Waterbeheer

VOORWOORD

Het hier beschreven onderzoek naar de effecten van de vuilstortplaats in Groesbeek op het natuureservaat "De Bruuk" is uitgevoerd in opdracht van de Werkgroep Bodem van het Ministerie van Landbouw en Visserij (L&V).

Doel van de Werkgroep is om met dit project (en andere) ervaring op te doen met betrekking tot de beoordeling van milieu-effecten en eventuele saneringsmogelijkheden van verontreinigde locaties in het landelijk gebied. Een ander onderzoeksproject betrof een onderzoek naar de mogelijke milieu-effecten van papierslibtoediening op een aantal landbouwpercelen in de gemeente Apeldoorn (zie nota 1797, ICW, Wageningen). Beide projecten werden begeleid door een begeleidingscommissie, bestaande uit de volgende personen:

- | | |
|----------------------------|--|
| - N. Heyligenberg | - Directie Landbouw, Natuur en Openluchtrecreatie, L&V, Gelderland |
| - ir. B.A.P. van Lienen | - idem |
| - dr. J. van Baalen | - Consulentenschap Natuur, Milieu en Fauna-beheer, L&V, Gelderland |
| - ing. P. Nicolai | - Landbouw en Voedselvoorziening, L&V, Gelderland |
| - ing. J. Patyi | - Landinrichtingsdienst, Gelderland |
| - ing. M. Meeuwse | - idem |
| - ir. H. Prak | - Landinrichtingsdienst, Utrecht (Werkgroep Bodem) |
| - M. Bolten | - Staatsbosbeheer, Nijmegen |
| - H. Boll | - idem |
| - ing. J. Streefkerk | - Staatsbosbeheer, Utrecht |
| - H.A. van Oudbroekhuizen | - Gemeente Groesbeek |
| - G.M. Nillessen | - idem |
| - G. Haandrikman | - Gemeente Apeldoorn |
| - ir. S. Hoogveld | - Dienst Milieu en Water, Provincie Gelderland |
| - dr. J. Hoeks | - Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding |
| - ir. S.H.M. van der Hulst | - idem |

I N H O U D

	blz.
1. INLEIDING	1
2. METHODE VAN ONDERZOEK	4
3. GEOLOGIE EN BODEMGESTELDHEID	7
3.1. De ontstaanswijze van het huidige landschap	7
3.2. Geologische opbouw van de ondergrond	9
3.3. Bodemgesteldheid en bodemgebruik	13
4. GEOHYDROLOGISCHE BESCHRIJVING	19
4.1. Afwatering van het bekken	19
4.2. Peilbeheersing in het natuurreserveaat "De Bruuk"	21
4.3. Analyse van de beschikbare hydrologische gegevens	23
4.3.1. Overzicht beschikbare gegevens	23
4.3.2. Gegevens van ondiepe peilbuizen	24
4.3.3. Gegevens van diepe peilbuizen	25
4.4. Geohydrologische schematisatie van de ondergrond	28
4.5. Beschrijving van de grondwaterstroming	32
4.5.1. Grondwateronttrekking	32
4.5.2. Grondwaterstroming in het afdekkend pakket	33
4.5.3. Grondwaterstroming in het eerste watervoerende pakket	35
4.5.4. Grondwaterstroming in het tweede watervoerende pakket	38
4.6. Conclusies	38

blz.

5. KWANTITATIEVE BEPALING VAN KWEL EN WEGZIJGING	41
5.1. Inleiding	41
5.2. Bepaling kwelintensiteit in een deelgebiedje	41
5.3. Berekening van kwelintensiteit uit isohypsenkaarten	46
5.4. Bepaling van de invoergegevens voor kwel/wegzijgings- berekening	49
5.5. Gemeten stijghoogteverschillen tussen eerste water- voerend pakket en afdekkend pakket	55
5.6. Berekening van de intensiteit van kwel en wegzijging	57
5.7. Weerstand van de slechtdoorlatende laag en de leemlaag	63
5.8. Conclusies	65
6. WATERKWALITEIT	67
6.1. Inleiding	67
6.2. Grondwaterkwaliteit in relatie met de kwaliteit van infiltrerend water	68
6.2.1. Samenstelling van percolatiewater van een afval- stort	68
6.2.2. Natuurlijke samenstelling van het grondwater	69
6.3. Effect van de afvalstortplaats op de kwaliteit van het grond- en oppervlaktewater	73
6.3.1. Beschikbare gegevens	73
6.3.2. Kwaliteit van het grondwater in het eerste water- voerend pakket	73
6.3.3. Kwaliteit van het grondwater in het afdekkend pakket	77
6.3.4. Kwaliteit van het oppervlaktewater	79
6.4. Grondwaterkwaliteit in "De Bruuk" in relatie met bodem- gebruik in de omgeving	85
6.4.1. Nitraat	85
6.4.2. Chloride	90
6.5. Overige analyses	91
6.6. Conclusies	94

	blz.
7. SAMENVATTING, CONCLUSIES EN MAATREGELEN	96
7.1. Samenvatting en conclusies	96
7.2. Maatregelen	98
 LITERATUUR	 102
 BIJLAGEN	 105

ALTERRA
Wageningen Universiteit & Research centr.
Omgevingswetenschappen
Centrum Water & Klimaat
Team Integraal Waterbeheer

1. INLEIDING

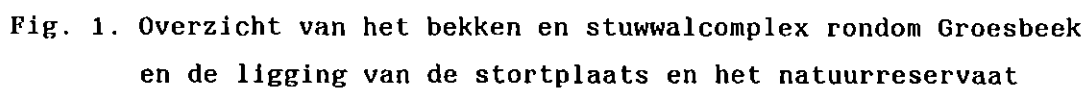
Het natuurreservaat "De Bruuk" (ca. 75 ha) ligt in het bekken van Kranenburg tussen het stuwwalcomplex van Nijmegen-Groesbeek-Reichswald(West-Duitsland), juist benedenstrooms van de vuilstortplaats "Dukenburg"(ca. 4 ha). Op deze stortplaats wordt sinds 1965 huisvuil en bedrijfsafval van de gemeente Groesbeek gestort. De hydrologische situatie is zodanig dat het niet uitgesloten is dat verontreinigd percolatiewater uit de vuilstortplaats via het grondwater in "De Bruuk" terecht komt. Dit komt met name doordat "De Bruuk" bekend staat als een gebied met veel kwel. In figuur 1 is een overzicht van het gebied rondom Groesbeek gegeven.

In bepaalde delen van "De Bruuk" is een achteruitgang in de oorspronkelijke vegetatie geconstateerd (V.D. STEEG, 1984), wat een gevolg kan zijn van beïnvloeding van het gebied door vervuild water van de stortplaats.

In het kader van de ruilverkaveling Groesbeek worden bepaalde ingrepen in de waterhuishouding overwogen. Het is daarbij van belang te weten of deze ingrepen ook invloed zullen hebben op de verplaatsing van verontreinigingen via het grond- en oppervlaktewater.

De stortplaats "Dukenburg" ligt op een van oorsprong zeer nat terrein bij het dorp Breedeweg. Een artikel, verschenen in een plaatselijk weekblad (VOLKER, 1985), geeft een goed beeld van de oorspronkelijke situatie. De Dukenburg was berucht vanwege wateroverlast, het was een zeer natte omgeving waar het water niet afgevoerd kon worden. Het is dus niet geheel toevallig dat men juist op die plaats begonnen is met vuil te storten. Later is dit de officiële vuilstortplaats van de gemeente Groesbeek geworden.

In hetzelfde artikel wordt verteld dat de laatste jaren minder wateroverlast is opgetreden. De oorzaak hiervan moet gezocht worden in het verleggen en uitdiepen van een landbouwsloot ten westen van de vuilstortplaats in de zeventiger jaren.



Sinds 1965 worden op het circa 4 ha grote terrein afvalstoffen gestort. Deze bestaan uit huishoudelijke afvalstoffen, grof huisvuil, bedrijfsafvalstoffen en bouw- en sloopafval, afkomstig uit de gemeente Groesbeek. Incidenteel is ook puin en grond van buiten de gemeente Groesbeek gestort (HASKONING, 1983). Gezien de geringe omvang van de industrie in de gemeente Groesbeek wordt verwacht dat er weinig chemisch afval is gestort.

In 1976 werd vergunning gegeven door G.S. om te storten tot een uiteindelijk storthoogte, inclusief deklaag, van 10 meter boven maaiveld. In juli 1983 werd op een aantal plaatsen een storthoogte van 12 m gemeten. Doordat andere verwerkingsmogelijkheden op zich lieten wachten, vroeg de gemeente Groesbeek in 1983 een vergunning aan om tot 1 januari 1987 te mogen storten op hetzelfde terrein (HASKONING, 1986). Inmiddels is men per 1 mei 1987 gestopt met afval te storten. In 1978 en 1979 werd de jaarlijks aangevoerde hoeveelheid afvalstoffen geraamd op 14 000 respectievelijk 14 300 ton (HASKONING, 1983). Op het ogenblik bedraagt de gemiddelde storthoogte ongeveer 12 meter. Het stortoppervlak is circa 4 ha en het volume van de vuilstortplaats is globaal 360 000 m³.

2. METHODE VAN ONDERZOEK

De probleemstelling richt zich vooral op de mogelijke milieu-effecten van de stortplaats op het nabij gelegen natuurreservaat "De Bruuk". Gezien deze probleemstelling is de volgende werkwijze aangehouden:

a. Inventarisatie beschikbare gegevens.

Veel gegevens uit eerdere onderzoeken waren reeds beschikbaar.

Daarom zijn allereerst de aanwezige gegevens geïnventariseerd om een globaal inzicht in de geohydrologische situatie te verkrijgen.

b. Geohydrologisch onderzoek.

Op grond van aanwezige isohypsenkaarten (notitie van de Landinrichtingsdienst) is de plaats bepaald voor 4 diepe boringen. Hierbij is een boring bovenstrooms van de vuilstortplaats geplaatst (ICW4), welke als referentie zal dienen, en de overige 3 boringen zijn zo goed mogelijk in een veronderstelde stroombaan vanaf het stortterrein gezet (ICW1, 2 en 3 in fig. 2). De boringen, die zijn uitgevoerd volgens de pulsmethode, zijn verricht in de periode van eind augustus 1986 tot eind september 1986. Bij het boren is van elke laag een grondmonster genomen. De grondmonsters zijn geanalyseerd op korrelgrootteverdeling, slibfractie en grindfractie. Hierdoor is het mogelijk om door middel van een op het ICW gebruikte methode de permeabiliteit (kD in m^2/etm) te bepalen. Voor het archief op het ICW zijn de boorpunten genummerd als M263 t/m M266. In elk boorgat zijn 6 filters geplaatst op verschillende diepten. Half november is de bovenkant van de filters op NAP hoogte ingemeten. Gedurende de onderzoeksperiode zijn de stijghoogten in deze filters tweeweekelijks opgemeten, zoveel mogelijk op de 14e en 28e van de maand. In de maand mei 1987 zijn enkele aanvullende boringen geplaatst. Het betreft 3 ondiepe boringen rondom de vuilstortplaats elk met 3 filters (ICW 5 t/m 7) op verschillende diepte (zie fig. 2). Met behulp van de aanwezige geologische gegevens en de boorbeschrijvingen van de uitgevoerde diepe boringen is de geologie van het gebied beschreven. Tevens is een overzicht van de bodemgesteldheid en bodemgebruik in en rondom "De Bruuk" gemaakt (hoofdstuk 3).

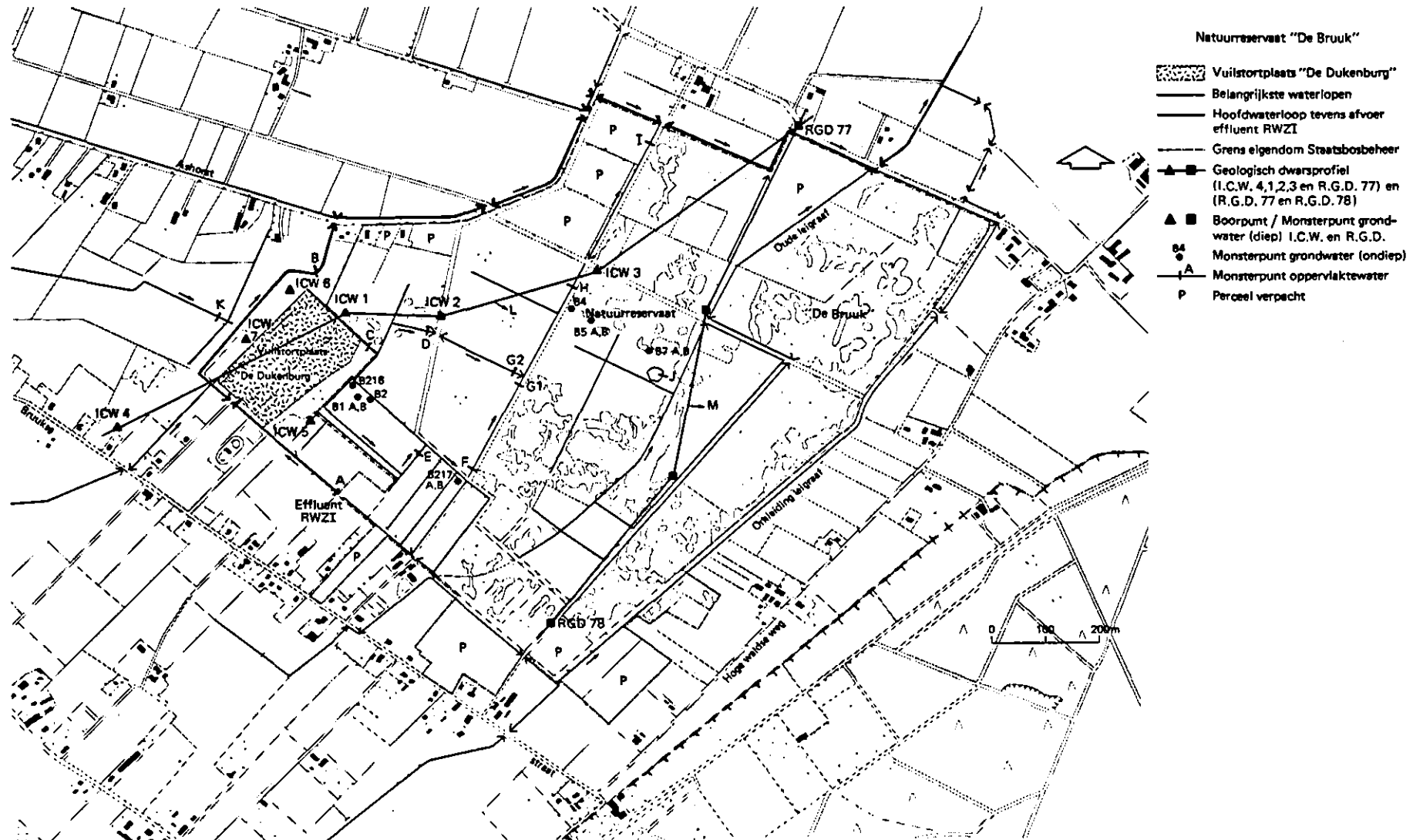


Fig. 2. Overzicht van het onderzoeksgebied rondom de vuilstortplaats en het natuurreservaat

c. Waterkwaliteitsonderzoek.

Zowel in het najaar als in het voorjaar is een aantal malen het geleidingsvermogen van het grondwater gemeten. Tevens is een aantal keren het geleidingsvermogen van het oppervlaktewater in en rondom "De Bruuk" bepaald.

In het voorjaar 1987 is het grond- en oppervlaktewater drie keer bemonsterd en geanalyseerd op enkele karakteristieke tracers voor verontreiniging door een vuilstortplaats, namelijk elektrisch geleidingsvermogen (EGV), totaal organisch koolstof gehalte (TOC), chloride en ammonium-N. Verder is het nitraatgehalte bepaald om eventuele landbouwkundige invloed te kunnen vaststellen. Tevens is de pH gemeten en is eenmaal het sulfaatgehalte bepaald. Alle grondwatermonsters zijn door middel van de zuigmethode genomen (V.D. TOORN, 1981).

d. Hydrologische berekeningen.

Door combinatie van de geologische en hydrologische (stijghoogten) gegevens is een geohydrologische schematisatie van het gebied gemaakt, waarna de stromingsrichting van het grondwater bepaald is (hoofdstuk 4).

Vervolgens zijn een aantal berekeningen uitgevoerd om plaatselijke kwel of wegzijging te bepalen. Hiermee is een overzicht verkregen van de verdeling van de kwelintensiteit in het gebied (hoofdstuk 5). Voor de berekeningen is gebruik gemaakt van programmatuur, zoals beschikbaar op de STAVAX computer van het Staringgebouw.

e. Verspreiding van verontreinigingen.

Aan de hand van de (geo)hydrologische beschrijving en kwel/wegzijgingsberekeningen is een indicatie gegeven van de verspreiding van verontreinigende stoffen in het grondwater en oppervlaktewater. In hoofdstuk 6 wordt nader ingegaan op de waterkwaliteit. Op grond van reeds beschikbare gegevens en uitgevoerde analyses van watermonsters is het veronderstelde op grond van de geohydrologie getoetst. Tenslotte wordt, na het geven van enkele conclusies, ingegaan op eventueel te nemen maatregelen (hoofdstuk 7).

3. GEOLOGIE EN BODEMGESTELDHEID

3.1. De onstaanswijze van het huidige landschap

De topografie van het huidige landschap weerspiegelt de geologische ontstaanswijze van het gebied. Als men zich in de omgeving van "De Bruuk" bevindt dan kunnen zowel in westelijke, oostelijke en zuidelijke richting hellingen onderscheiden worden. "De Bruuk" ligt ongeveer op 15 m+NAP, in een bekken met daaromheen een stuwwalcomplex, waarvan de toppen op sommige plaatsen tot ongeveer 80 m+NAP reiken. Derhalve een hoogteverschil van 65 meter over een afstand van 2 km (Reichswald 0,03 m/m) tot 4 km (Hoenderberg 0.016 m/m).

De topografie is voornamelijk veroorzaakt door opstuwing van vroeg- en midden-pleistocene lagen door het landijs. Voordat het landijs in het Saaliën ons land bereikte maakte de omgeving van Groesbeek deel uit van een in noordwestelijke richting zwak hellende rivierafzetting, daterend uit oudere pleistocene perioden. De afzetting bestond uit vrijwel horizontaal gelaagde leem, zand, grint- of steenrijke pakketten. Bij de vorming van deze afzettingen heeft de Rijn een overwegend aandeel gehad (SCHELLING, 1949). In bijlage 1 is een overzicht van de geologische tijdsindeling en formaties opgenomen. Door de grote dikte van de ijsmassa en de daardoor uitgeoefende druk werden de voor- en onderliggende lagen weggeperst en als een wal rondom de ijstong opgestuwd. Oorspronkelijk horizontale lagen werden in schuine stand opgericht.

Doordat de rand van de landijskap in tongen uitvloeide, waarbij sterke erosie optrad, werden bekkens gevormd. Het gebied rondom Groesbeek ligt nu in zo'n bekken, het bekken van Kranenburg, omgeven door het stuwwalcomplex van Nijmegen-Groesbeek, waarop het ook Reichswald ligt (RGD, 1985).

Hierna volgde de afsmelting van het landijs. De gevormde watermassa tussen het ijs en de stuwwal zocht een uitweg, gebruikmakend van lage en zwakke plekken in de stuwwal. Een deel van het smeltwater kon aldus in westelijke richting afvloeien. Het meegevoerde materiaal kwam buiten de stuwwal tot bezinking en vormde een waaiervormige afzetting (sandr of fluvioglaciële mantel). De bodem van de ijslob was bedekt

met materiaal van noordelijke herkomst, de zogenaamde keileem (grondmorene, SCHELLING, 1949). De centraal aanwezige depressie is vervolgens door materiaal van verschillende herkomst opgevuld. In meren, die zich in het bekken vormden, zijn kleilagen afgezet. Langs de randen van het bekken komt veel grof materiaal voor. Dit materiaal is mogelijk door afglijding of afspoeling van de stuwwallen aangevoerd. In de laatste ijstijd (Weichseliën) is het bekken verder opgevuld met zandige (fluvioperiglaciale) afzettingen. Deze afzettingen zijn afkomstig van de hellingen welke een permanent bevroren ondergrond hadden (permafrost). Er kunnen zich ook organogene (veen)lagen gevormd hebben in de relatief warmere perioden, de interstadialen (RGD, 1985). Vooral aan het einde van Würmijstijd (Weichselien) moet het afvloeien van de oppervlakkig ontdooide bovenlaag over de bevroren ondergrond (solifluctie) een factor van betekenis zijn geweest, waardoor het reliëf van de heuvels werd verminderd. Verder is het bekken nog opgevuld met dekzanden en loess. Beide afzettingen zijn uit de lucht gesedimenteerd (aeolisch). Deze afzettingen kunnen ook met het solifluctiedek vermengd zijn. De aeolische afzettingen worden aan de oostzijde van het stuwwalcomplex aangetroffen. Dit wordt voornamelijk veroorzaakt door de luwe ligging ten opzichte van de hoofdzakelijk westelijke winden in die tijd. Aan de oostzijde van de stuwwal van Nijmegen ligt over een flinke oppervlakte loess, waarvan wordt aangenomen dat ze in het Midden- en Laat-Pleniglaciaal is afgezet (STIBOKA, 1976). Tijdens het Pleniglaciaal verzamelde zich in de zomer veel sneeuwsmeltwater, dat naar de laagste plekken stroomde. Daarbij werden onder andere op de hellingen van de stuwwal van Nijmegen diepe dalen uitgeslepen en in de vlakkere delen brede, ondiepe dalen. Na het ontdooien van de ondergrond in het Holoceen kon het water gemakkelijk wegzakken en voerden de dalen geen water meer af. Er ontstonden zogenaamde droge dalen (zie bijlage 1). Deze dalen zijn op de topografische kaarten eveneens terug te vinden. Tijdens het Holoceen zijn, door verspoeling van oudere fijnkorrelige lagen, zeer lokaal leemrijke afzettingen gevormd. Verder worden er nog beekafzettingen aangetroffen (RGD, 1985).

3.2. Geologische opbouw van de ondergrond

Op grond van de hiervoor beschreven ontstaanswijze van het gebied kan alleen zeer globaal de geologische opbouw van de ondergrond gegeven worden omdat het bekken door middel van verschillende processen is opgevuld.

In figuur 1 is globaal de grens van het gestuwde materiaal aangegeven (DGV/TNO, 1973). Het stuwwalcomplex bestaat uit scheefgestelde lagen. Er wordt aangenomen dat de stuwingsverschijnselen ongeveer op 30 meter -NAP ophouden (V.D. STAAV, 1986). Er zijn een aantal geologische boorbeschrijvingen bekend in het bekken van Kranenburg en het stuwwalcomplex. De RGD (1985) heeft van een aantal boorbeschrijvingen de stratigrafie beschreven en een dwarsprofiel gemaakt. Dit geologisch dwarsprofiel (K in fig. 1) loopt van noordwest naar zuidoost tot bij "De Bruuk". In het kader van dit onderzoek zijn nog een aantal extra dwarsprofielen getekend. De ligging van deze profielen is eveneens aangegeven in figuur 1 en figuur 2.

De stratigrafie van de ICW boringen is niet bekend. Er is getracht op grond van reeds bekende stratigrafie een globale indeling te maken in de aangetroffen lagen. In figuur 3 is het profiel langs de punten 34, 42, 37 en 77 weergegeven (raai K, zie fig. 1). De overige profielen ICW4-ICW1-ICW2-ICW3-RGD77 (raai L) en RGD77-RGD78 (raai M) zijn in figuur 4 weergegeven (zie voor ligging raaien fig. 2).

Over het algemeen ziet de opbouw van de ondergrond er als volgt uit (vanaf maaiveld):

- Formatie van Singraven.

Deze formatie komt in het lager gelegen deel van het bekken voor en bestaat uit verspoelde oude fijnkorrelige afzettingen in het Holoceen. In een aantal boringen wordt deze formatie aangetroffen en bestaat daar uit leem- of kleilagen (boring 77 en 78).

- Formatie van Twente.

De formatie van Twente is in het Laat-Pleistoceen afgezet, na het Saaliën ijstijdperk. Deze formatie kan zeer verschillend van samenstelling en opbouw zijn. Ter plaatse van "De Bruuk" is dit pakket circa 22 meter dik (boring 77 en 78). Er kan de volgende onderverdeling gemaakt worden:

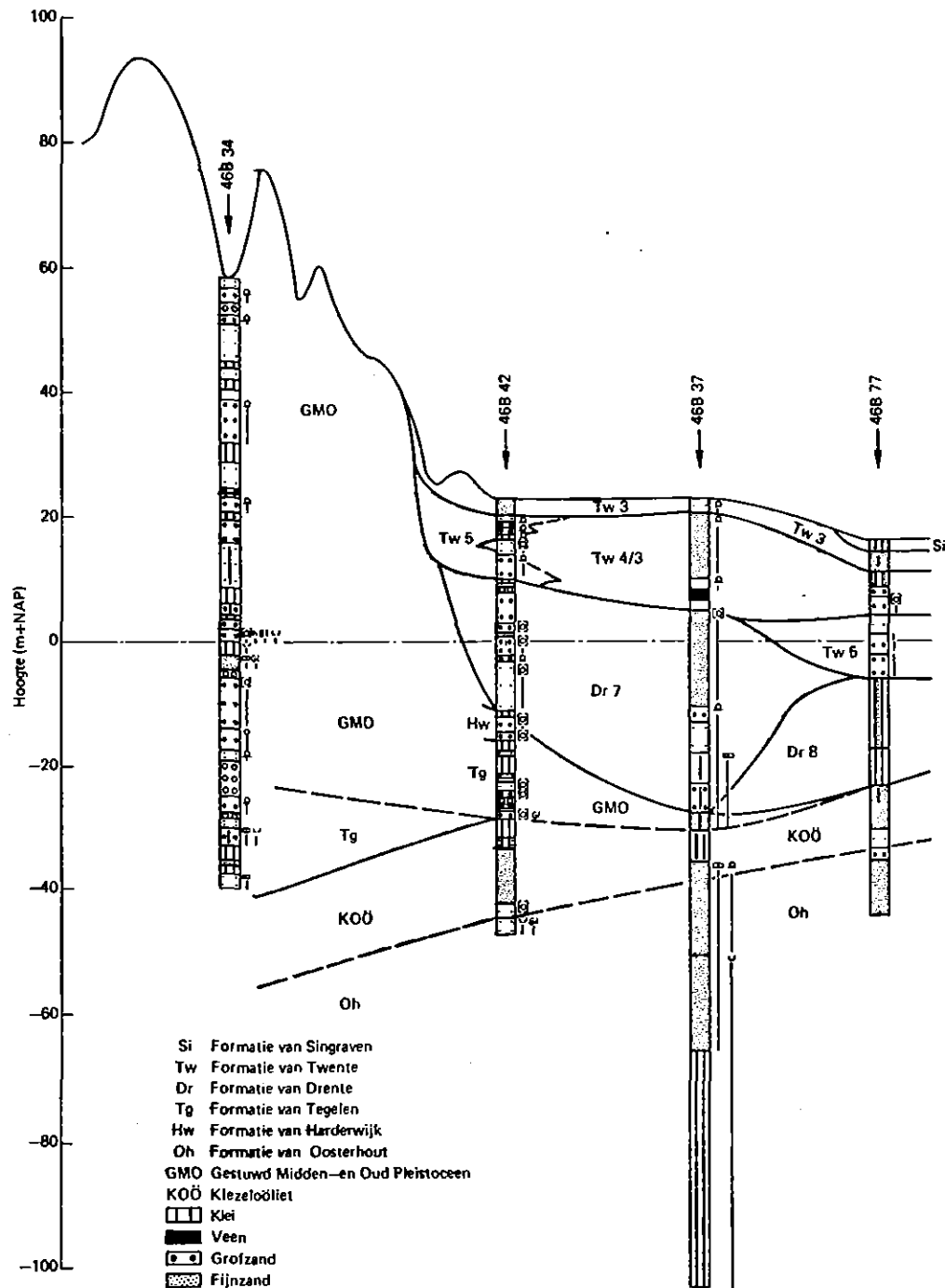


Fig. 3. Geologische opbouw van de bodem, weergegeven als dwarsprofiel langs raai K (zie fig. 1)

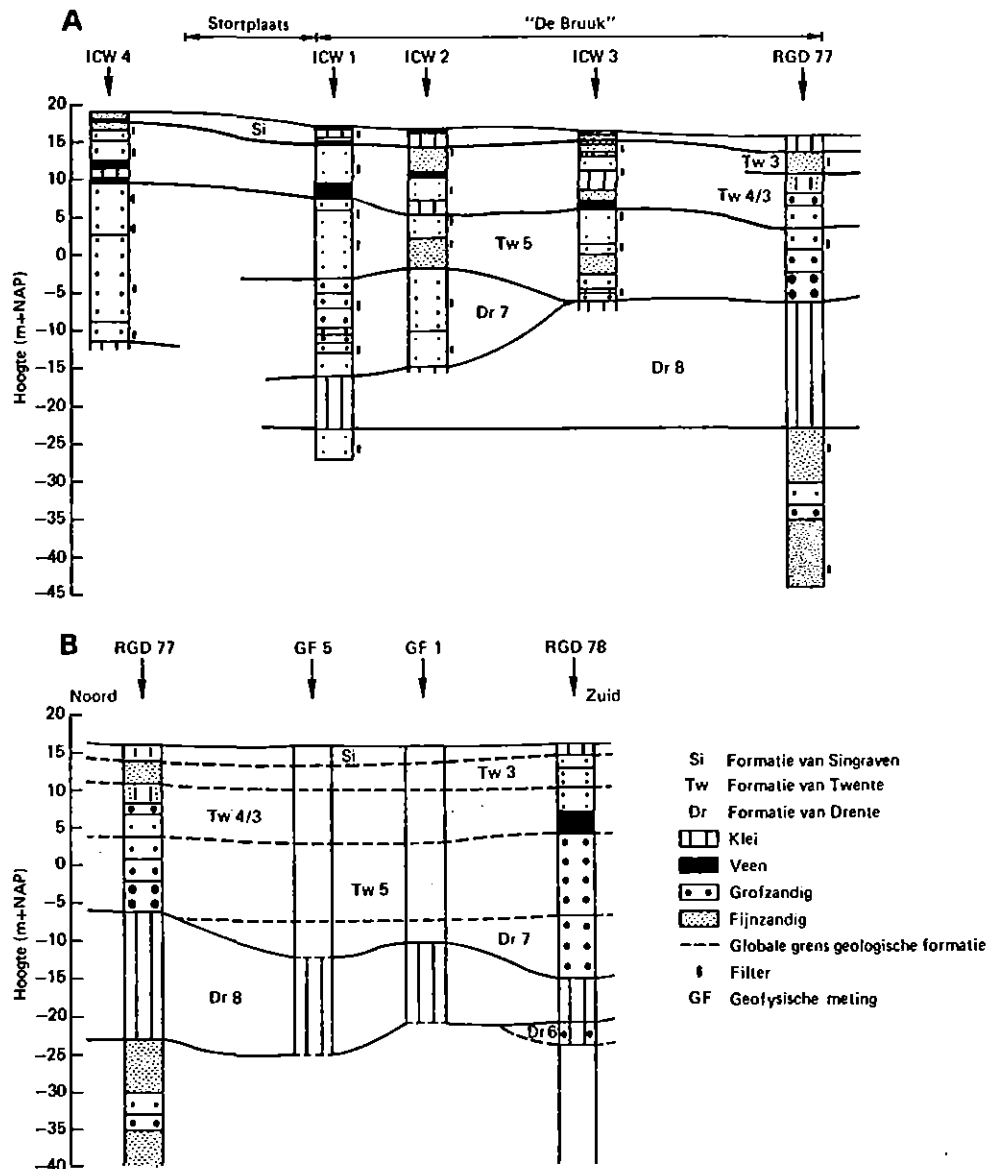


Fig. 4. Geologische opbouw van de bodem weergegeven als dwarsprofiel langs raai L (A) en raai M (B) (zie fig. 2)

- Formatie van Twente 3.

De formatie van Twente 3 bestaat uit dekzanden. Aan de randen van het bekken komt deze formatie aan het oppervlak. Nabij "De Bruuk" wordt deze laag onder de leemlaag aangetroffen.

- Formatie van Twente 4/3.

Deze formatie is ontstaan in een periode dat er zowel dekzanden (aeolisch) als fijne en grove fluvioperiglaciale afzettingen vanaf de stuwwallen in het bekken terecht zijn gekomen. Deze lagen worden dan ook door elkaar aangetroffen. Deze formatie komt voor in de boringen 77, 78 en 37.

- **Formatie van Twente 5**
De formatie van Twente 5 bestaat geheel uit hellingperiglaciale afzettingen (laat Pleistoceen). De aanwezigheid kan plaatselijk sterk verschillen. Deze formatie ontbreekt in boring 37.
- **Formatie van Drente.**
De afzetting van deze formatie heeft plaatsgevonden in het Midden Pleistoceen tijdens het Saaliën. De centrale depressie, die ontstaan was door opstuwing van materiaal uit Midden- en Oud Pleistoceen, is in deze periode op twee manieren opgevuld. Op grond daarvan is de Formatie van Drente verder ingedeeld:
 - **Formatie van Drente 7**
Deze formatie bestaat voornamelijk uit (grof) hellingmateriaal dat waarschijnlijk in de vorm van puinwaaiers in het bekken terecht is gekomen. De formatie van Drente 7 wordt aangetroffen in de boringen 42, 37 en 78, maar niet in boring 77.
 - **Formatie van Drente 8**
In meren tussen de stuwwallen en het landijs is fijn materiaal afgezet. Op deze manier worden de kleilagen die in het bekken worden aangetroffen verklaard (RGD, 1985), deze kleilagen worden tot de formatie van Drente 8 gerekend. Het blijkt dat deze formatie niet als een ononderbroken laag in het gehele bekken aanwezig is. Uit figuur 3 blijkt dat er een overgang is tussen hellingmateriaal (Drente 7) en kleiafzettingen (Drente 8). Op plaatsen waar de formatie van Drente 7 ontbreekt (77) is de formatie van Drente 8 dikker.
 - **Formatie van Drente 6**
Alleen in boring 78 wordt deze formatie aangetroffen beneden de bekkenklei (Drente 8). Deze formatie bestaat uit keileem, dit duidt erop dat op die diepte de bodem van het bekken wordt aangetroffen (V.D. STAAIJ, 1986).
- **Kiezeloöliet en Formatie van Oosterhout.**
Beneden de bekkenopvulling worden slibrijke en fijnzandige lagen uit het Pliocene aangetroffen.

Over de stratigrafie van de stuwwallen kan weinig gezegd worden daar het materiaal niet horizontaal gelaagd is. De gestuwde lagen zijn afkomstig uit het Midden en Oud Pleistoceen. De kleilagen kunnen onder andere tot de formatie van Tegelen behoren.

Nog enige opmerkingen bij de dwarsprofielen:

- Dwarsprofiel K (fig. 3)

De kleilaag TG, die in boring 42 rond 20 m-NAP wordt aangetroffen, wordt niet tot de bekkenopvulling gerekend ondanks dat deze laag ongeveer op dezelfde hoogte ten opzichte van NAP voorkomt als de bekkenklei voorkomt. Boven deze laag wordt de formatie van Harderwijk aangetroffen, welke zeker geen bekkenopvulling kan zijn maar gestuwd is (V.D. STAAY, 1986). De kleilaag in boring 42 wordt namelijk tot de formatie van Tegelen gerekend. In een rapport van RID (1973), waarin verslag wordt gedaan van de resultaten van een pompproef, wordt er vanuit gegaan dat de genoemde formatie van Tegelen vrijwel horizontaal gelegen is en dat deze laag ongestuwd in het hele bekken voorkomt. Uit het voorgaande blijkt echter dat dit niet het geval is.

- Dwarsprofielen L en M (fig. 4)

In figuur 4 is te zien dat de bekkenklei onder het gehele natuurreservaat wordt aangetroffen. Bij de boorpunten ICW1 en RGD77 is de juiste dikte van de bekkenklei bekend. Het blijkt dat de bekkenklei in noordoostelijke richting toeneemt in dikte en tevens ondieper ten opzichte van maaiveld gelegen is. Verder valt op dat op circa 10 m -mv een klei en/of veenlaag wordt aangetroffen. Hierboven bevinden zich voornamelijk dekzanden vermengd met fluvioperiglaciale afzettingen.

Uit geoëlectrisch onderzoek van de RGD (1985) blijkt dat de bekkenklei ten westen van de vuilstortplaats niet meer wordt aangetroffen. Dit is ook het geval ten oosten van het natuurreservaat. Op deze plaatsen wordt een laag met verhoogde weerstand op circa 45 m-mv gevonden. Het betreft een klei of slibrijke laag uit het preglaciaal, ouder dan de formatie van Drente.

3.3. Bodemgesteldheid en bodemgebruik

De hoogste gronden van het gebied rondom Groesbeek worden op de stuwwallen aangetroffen. Over het algemeen is het gebied zeer reliëfrijk met diep ingesneden droge dalen (zie 2.2) en scherpe overgangen van het stuwwalcomplex naar de rivierkleigronden van de Maas.

Uit de bodemkaart van Nederland (STIBOKA 1:50.000, 1976) blijkt dat het gebied van de stuwwallen tussen Nijmegen, Groesbeek, Mook en Plasmolen voornamelijk bestaat uit grindhoudende, grofzandige holtpodzolgronden (bodemeenheid gY30). Dit gebied is grotendeels beplant met naalddhout. Een overzicht van het bodemgebruik, gebaseerd op de topografische kaart (schaal 1:10000, 1976), is weergegeven in figuur 1. Ten noorden en ten zuiden van het dorp Groesbeek wordt een loessleemgebied (eenheid Ld5g en Ln5g) aangetroffen. Dit gebied is grotendeels in gebruik als bouw- en grasland. Het brede lage deel ten oosten van Groesbeek wordt bijna overal als grasland gebruikt. De bodem is opgebouwd uit grindrijke, grofzandige Gooreerdgronden (eenheid gpZn30) en natte loessleemgronden (eenheid pLn5g). Hierin ligt ook het natuurreservaat "De Bruuk", waarin onder andere elzenbroekbos voorkomt. Op twee plaatsen, nabij Breedeweg en de Duitse grens bij de Plak, worden op hoger gelegen loessleemgronden oude bouwlanden aangetroffen (eenheid EL5). Hierop heeft reeds enige honderden jaren bemesting plaatsgevonden. Verder is er een strook moerige eerdgronden (eenheid Wg) in "De Bruuk" en rondom de loop van de beek de Leigraaf. Uit de grondwatertrappen(GT)-kaart (STIBOKA, 1976) blijkt dat de natste gronden (GT I, II en III) voorkomen rondom "De Bruuk", met afwatering via de Leigraaf. Dergelijke natte gronden worden eveneens aangetroffen rondom de beek de Groesbeek. Beide beken worden gevoed door neerslag en uit-tredend grondwater. Er is een vrij scherpe overgang naar GT VII die bijna het gehele overige gebied beslaat. In figuur 1 is eveneens globaal de grens tussen GT VII en de overige GT's aangegeven. Het blijkt dat deze grens tevens het begin van het afwateringsstelsel aangeeft. De bodemgesteldheid van het natuurreservaat "De Bruuk" is onderzocht door Bannink en Pape (STIBOKA, 1968) en kan verder afgeleid worden uit de bodemkaart (schaal 1:10.000).

De hoogteverschillen in "De Bruuk" zijn relatief gering, de hoogte loopt uiteen van circa 14.5 m+NAP in het noordoosten tot bijna 17 m+NAP vlak bij de vuilstortplaats. Hierdoor zijn de overgangen tussen de verschillende bodemeenheden zeer geleidelijk. Bannink en Pape maken melding van het feit dat dit gebied onder invloed van kwel staat. Het gebied is altijd zeer nat geweest en kon niet in cultuur gebracht worden.

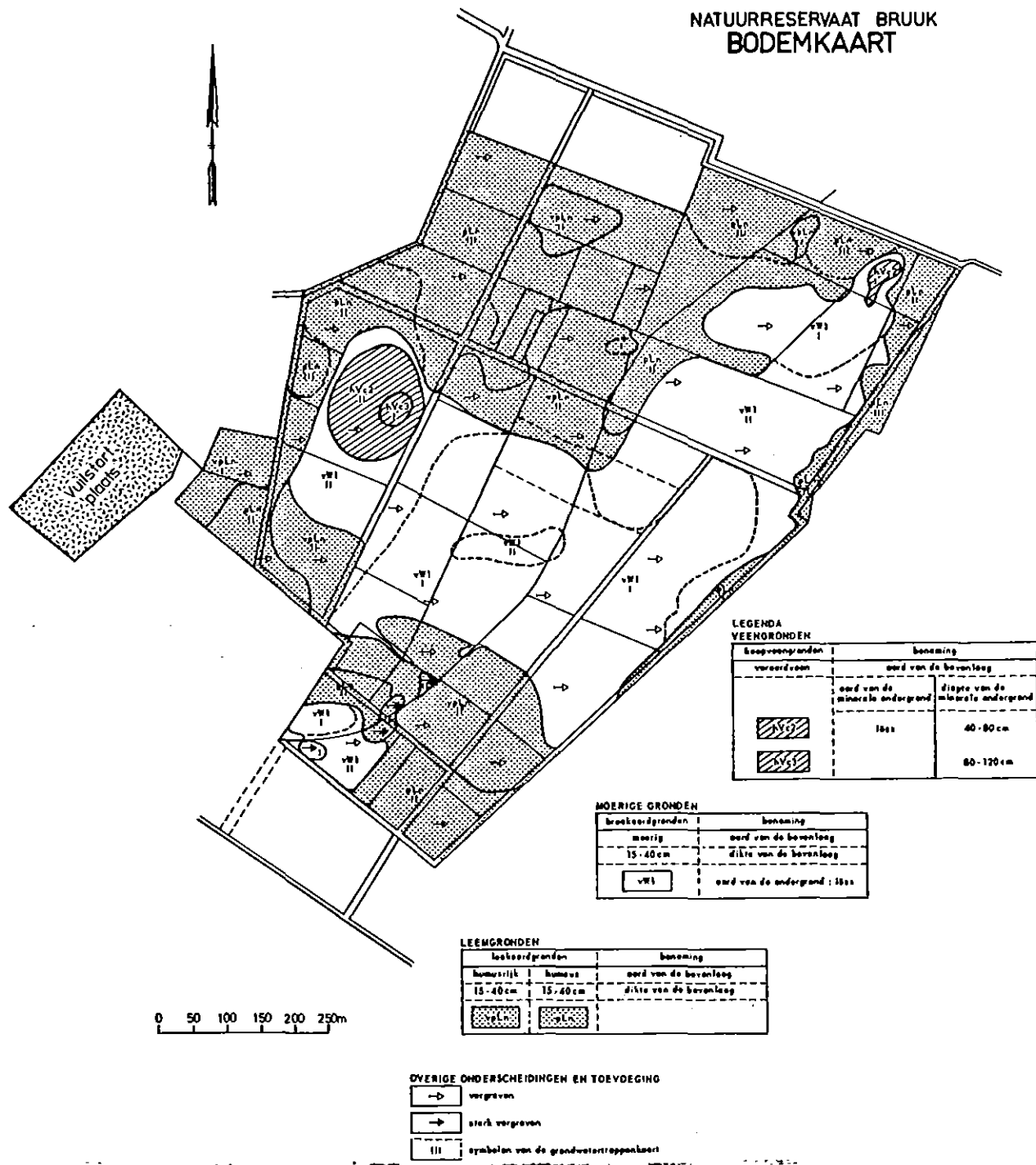


Fig. 5. Bodemkaart van het natuurreservaat "De Bruuk"

De bodemkundige indeling ziet er als volgt uit (fig. 5):

- veengronden: Het gebied van "De Bruuk" bestaat voor circa 2 ha uit koopveengronden met grondwatertrap I en II (eenheid hVC2 en hVC3).
- moerige gronden: Iets minder dan de helft van het gebied bestaat uit broekeerdgronden (eenheid vW1). De bovenste 15 à 40 cm bestaat uit weinig loessleem, veraard kleiig veen of veraard veen. Daaronder komt loessleem voor (GT I en II).
- leemgronden. De rest van het gebied bestaat uit leekeerdgronden (eenheid vpLn). De bovengrond kan humusrijk of humeus zijn. Een groot deel heeft GT II en een klein deel GT III, in de buurt van het stort komt ook GT I voor. Beneden de leemlaag komt leemarm matig grof tot matig fijn zand voor.

Vermeld dient te worden dat de grondwatertrappenkaart (fig. 5) dateert van voor de uitvoering van de A2-werken in 1972. Door afdamming van de oude Leigraaf en verleggen en uitdiepen van waterlopen kunnen de grondwatertrappen na 1972 veranderd zijn.

Voor de hydrologie van het gebied is de aanwezigheid van een ondiepe slecht doorlatende leemlaag van belang. De Landinrichtingsdienst heeft voor de omgeving van "De Bruuk" de ligging van deze leemlaag ten opzichte van maaiveld in kaart gebracht. Daaruit blijkt dat de leemlaag bijna overal rondom "De Bruuk" wordt aangetroffen. De diepte varieert van 10-120 cm beneden maaiveld. Alleen in een gebied ten noordwesten van het natuureservaat is geen duidelijke leemlaag aangetroffen.

Als aanvulling is, uitgaande van de originele profielbeschrijvingen van BANNINK en PAPE (1968), de ligging van de leemlaag in "De Bruuk" in kaart gebracht. In figuur 6 is de diepte van de onderkant van de leemlaag ten opzichte van maaiveld aangegeven. Het blijkt dat de leemlaag bijna overal in "De Bruuk" wordt aangetroffen, de onderkant van de leemlaag ligt meestal zo'n 70 tot 120 cm-maaiveld. Beneden de aangegeven leemlaag kunnen ook nog andere leemlaagjes voorkomen. Er is geen patroon te ontdekken in de ligging van de leemlaag.

Uit onderzoek van Stiboka (BANNINK & PAPE, 1968, ongepubliceerd) blijkt dat de bovenste 30 cm van de leemlaag vaak humeus is. De leemlaag heeft een zeer grillig verloop. Dit kan mede van invloed zijn op de ondiepe grondwaterstroming. Beneden de leemlaag bevindt zich matig

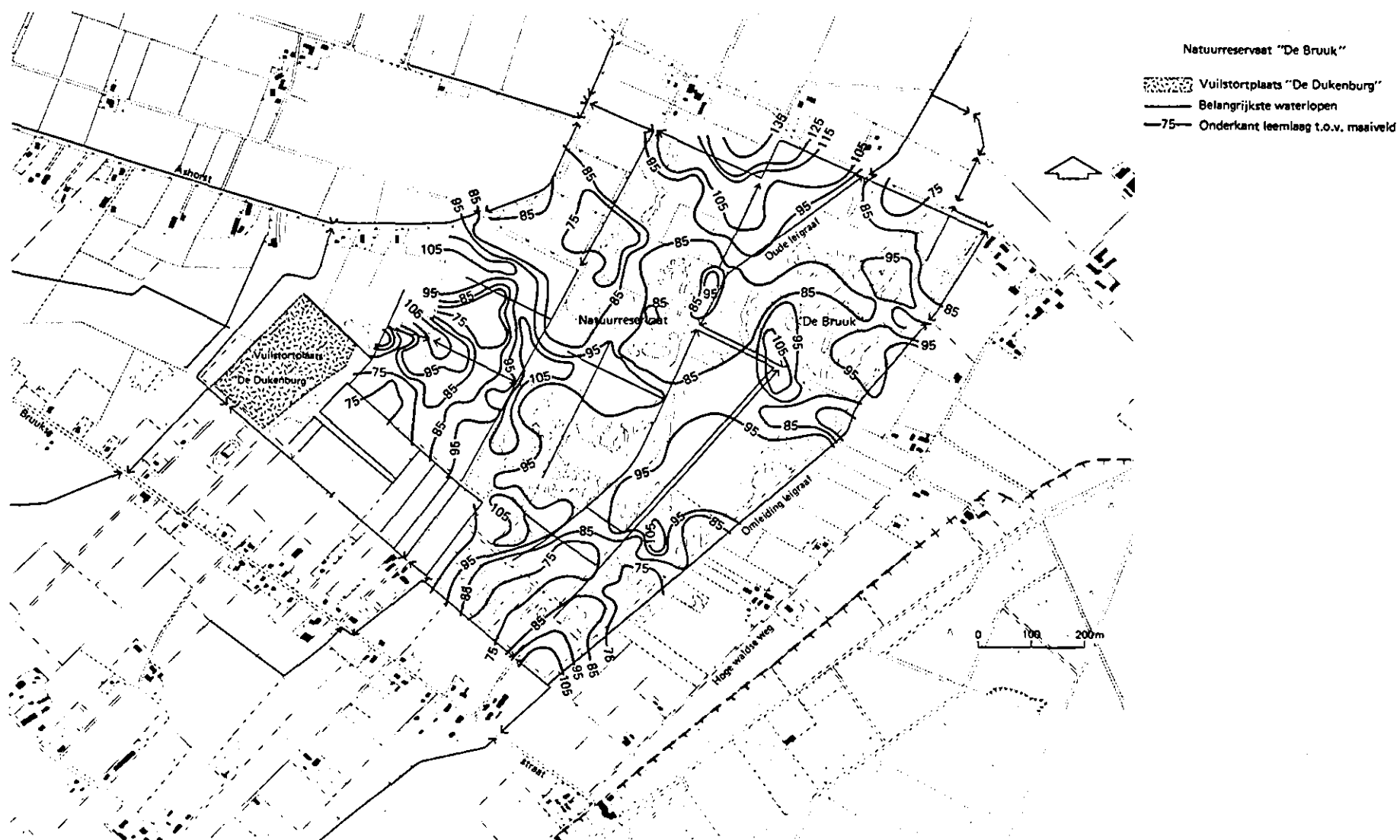


Fig. 6. Diepte van de onderkant van de leemlaag (in cm beneden maaiveld)

fijn zand waarin verspreid meerdere leem en/of veenlaagjes worden aangetroffen. Een aantal diepere waterlopen steken door de leemlaag heen tot in de zandondergrond.

Gegevens betreffende de bodemkundige opbouw rondom de vuilstortplaats en de mogelijke aanwezigheid van een leemlaag onder het stort kunnen ontleend worden aan onderzoek van GRONTMIJ (1982) en HASKONING (1986). Volgens Grontmij bestaat de bovenlaag (60 à 80 cm) rondom het stort overwegend uit zandige leem. Ook wordt er een lemige veenlaag vlak beneden maaiveld aangetroffen. Dieper kunnen storende leemlaagjes voorkomen. In een aantal boringen is een zeer compacte slecht doorlatende veenlaag aangetroffen rond 2,5 à 3,5 m-mv. Uit boorprofielen (tot 1 m) van HASKONING (1986) blijkt dat langs de westkant van het stort, tussen het stort en de diepe waterloop, de leemlaag begint op circa 40 cm-mv tot 100 cm-mv. Aan de zuidkant (tegenover de RWZI) is een vrij dikke bovenlaag (90 cm) van matig grof zand aanwezig met daaronder de leemlaag. Aan de noordzijde is de bovenlaag dunner en bevindt de leemlaag zich op 30 cm diepte. Ten oosten van het stort wordt veen in de bovenlaag aangetroffen. Op grond van een groot aantal boringen mag worden aangenomen, dat de leemlaag overal rondom het stort aanwezig is. In hetzelfde rapport (HASKONING, 1986) wordt vermeld dat, volgens de gemeente Groesbeek, de leemlaag onder het stort niet is afgegraven. Dit is wel geprobeerd maar de bulldozer zakte weg. Dit betekent dat de slecht doorlatende leemlaag ook onder het stort aanwezig is. Het is niet bekend hoe dik deze laag is en of deze laag "gaten" vertoont.

4. GEOHYDROLOGISCHE BESCHRIJVING

4.1. Afwatering van het bekken

In figuur 1 zijn de belangrijkste waterlopen aangegeven die voorkomen in het bekken rondom Groesbeek. In de figuur is aangegeven waar het afwateringsstelsel globaal begint. De meeste waterlopen beginnen ter hoogte van de 25 m+NAP hoogtelijn. Een enkele beek ontspringt hoger op de heuvels, op plaatsen waar het grondwater dagzoomt. Hoger op de stuwwallen, boven de 25 m+NAP hoogtelijn, vindt uitsluitend infiltratie plaats.

In de richting van het laagste deel van het bekken waar ook "De Bruuk" gelegen is, neemt de dichtheid van de waterlopen toe. De twee belangrijkste waterlopen, de Groesbeek en de Leigraaf, voeren het water af in de richting van de Nederlands-Duitse grens, waar beide beken bij elkaar komen. Daar is tevens een mogelijkheid voor overloop in een reservoir, waar bij topafvoeren een deel van het overtollige water geborgen kan worden.

Nadat het water de grens is gepasseerd komt het na circa 2,25 km juist ten westen van Kranenburg in de Steine Wasserung, welke zich 2 km stroomafwaarts bij de Grosse Wasserung voegt. De Grosse Wasserung mondt uit in het Wijlermeer en het meer bij Beek. Uiteindelijk wordt het water via de Ooypolder door een Nederlands/Duits gemaal in de Waal gepompt. De waterlopen worden beheerd door het polderdistrict Maas en Waal. In de 70'er jaren is een A-2 plan uitgevoerd waarbij de hoofdwaterlopen zijn verbeterd.

In figuur 7 is een overzicht gegeven van de waterlopen in en direct rondom "De Bruuk", gebaseerd op de topografische kaart, de terreinkaart van de LD en veldwaarnemingen. De oorspronkelijke hoofdafwatering van "De Bruuk", de oude Leigraaf, is bij het A-2 plan in 1972 afgedamd, zodat er geen water via sloten "De Bruuk" binnen kan komen. Het water wordt nu door de waterloop aan de oostzijde van "De Bruuk", de omleiding Leigraaf, afgevoerd en komt even ten noorden van "De Bruuk" weer in de Leigraaf. Om zoveel mogelijk ontwatering van "De Bruuk" tegen te gaan zijn twee stuwen in de omleiding Leigraaf geplaatst. Het is de bedoeling dat er bij geringe afvoeren minimaal

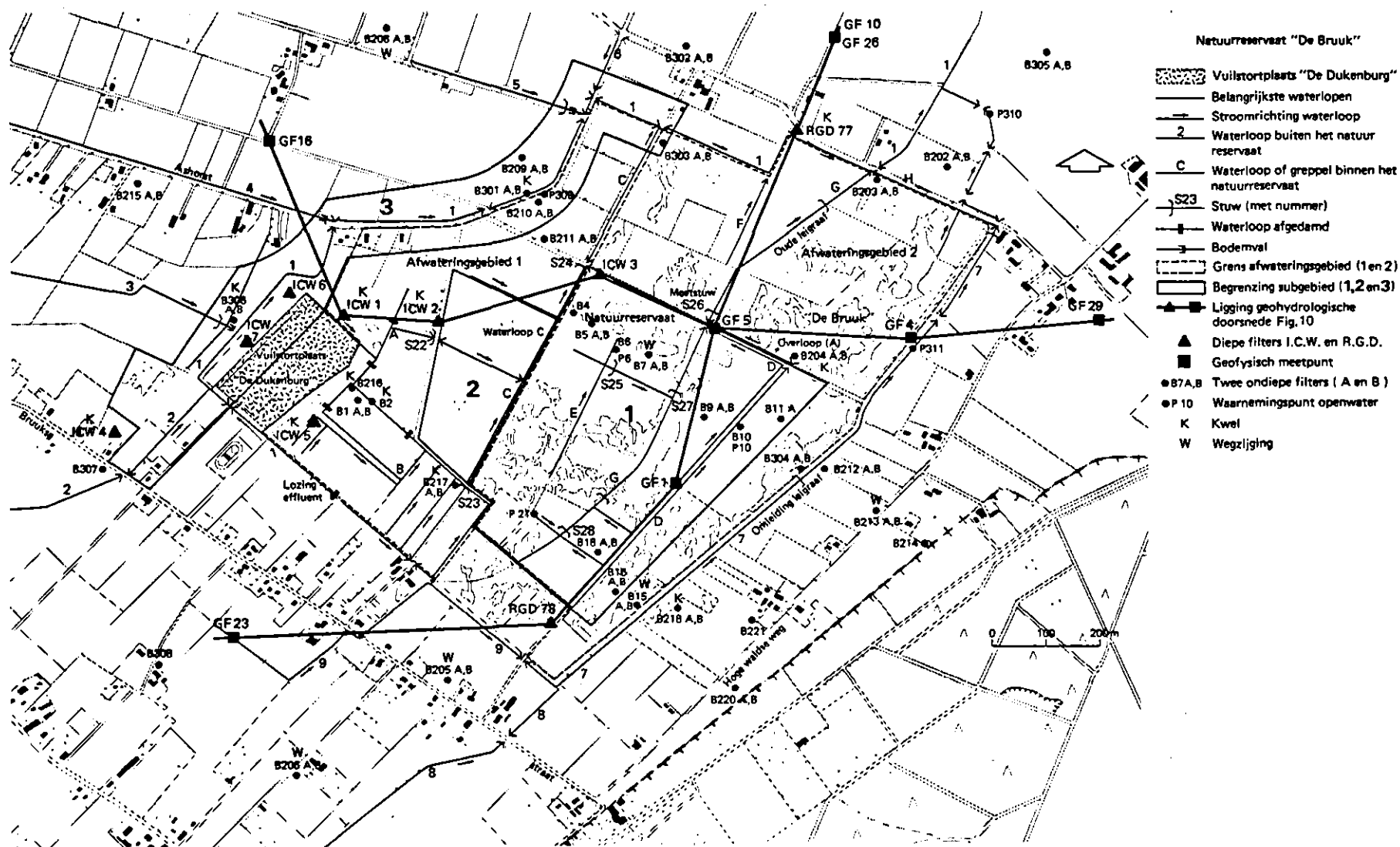


Fig. 7. Overzicht van de waterlopen in en rondom "De Bruuk"

0,20 m waterdiepte in dit leidingdeel blijft gehandhaafd. Op deze manier is het mogelijk om binnen "De Bruuk" via peilbeheersing een zeer natte toestand te handhaven onafhankelijk van de wensen van met name de landbouw, waar veelal een diepere ontwateringstoestand gewenst is.

Een belangrijke hoofdwaterloop (nr 1 in fig. 7), met een bodemhoogte van zo'n 1,50 à 2 meter beneden maaiveld, is de waterloop die ten westen van de vuilstort loopt en vervolgens langs de Ashorst verder gaat en verderop uitmondt in de Leigraaf. Door het grote bodemverhang in deze waterloop ontstaan hoge stroomsnelheden. Om erosie van de slootbodem tegen te gaan is deze waterloop bekleed met een waterdoorlatende kunststofmat onder betonnen stenen. Het effluent van de waterzuiveringsinstallatie wordt ook via deze waterloop afgevoerd.

Er zijn een aantal waterlopen die zorgen voor afwatering van het landbouwgebied rondom "De Bruuk". Deze waterlopen (nr 2 t/m 9 in fig. 7) wateren uiteindelijk allen in dezelfde hoofdwaterloop (de Leigraaf nr 1) af. De waterdiepte van de waterlopen 2, 3, 4, 6, 8 en 9 is het hele jaar door gering (ca. 5-15 cm). De afwatering van de waterlopen 3, 4 en 5 naar de diepe landbouwsloot (nr 1) vindt, door het grote peilver-schil, via een bodemval plaats.

4.2. Peilbeheersing in het natuurreserveaat "De Bruuk"

In "De Bruuk" vindt peilbeheersing plaats door middel van een groot aantal greppels, waterlopen en kunstwerken. Via aarden dammen en kunstwerken wordt het water in de leidingen opgestuwd om een zeer natte toestand te handhaven. In figuur 7 is het gebied onderscheiden in twee afwateringseenheden, namelijk:

a. Afwateringsgebied 1

Via de greppelsystemen A en B kan het water op twee plaatsen (S22 en S23) ingelaten worden en via waterloop C door het natuurreserveaat worden afgevoerd. Het afwateringsgebied van de greppelsystemen A en B is reeds grotendeels natuurreserveaat zodat in feite niet gesproken kan worden van water dat van elders wordt ingelaten. Het water wordt nabij S24 gestuwd en kan via twee pvc-buizen op verschillende hoogte door een aarden dam verder worden afgevoerd. Circa 300 meter stroomafwaarts komt het water in de diepe landbouwsloot terecht.

Uit vorig onderzoek (SCHMIDT en MATHIES, 1987) blijkt dat de greppelsystemen A en in mindere mate B verontreinigd water van de vuilstortplaats afvoeren.

b. Afwateringsgebied 2

In dit afwateringsgebied wordt geen oppervlaktewater van elders ingelaten. De afgedamde oude Leigraaf (G) is de hoofdafwaterings-sloot van dit gebied. Deze waterloop wordt op een aantal plaatsen opgestuwd zoals aangegeven in figuur 7. Bij S26 is een meetstuw geplaatst waar continue registratie van de waterhoogte plaatsvindt. De waterlopen (D en E), samen met een groot aantal greppels, verzorgen de ontwatering van dit gebied. In zeer droge perioden is de afvoer over de meetstuw nihil. Het water uit afwateringsgebied 2 kan op drie plaatsen "De Bruuk" verlaten namelijk via F, G en H. Uit veldwaarnemingen aan het eind van de zomer (1986) bleek dat deze afvoer vrijwel nihil was. Tijdens zeer natte perioden is de afvoer via H duidelijk het hoogst. De drie afvoerleidingen komen via een PVC buis in de diepe landbouwsloot (nr 1) terecht.

Bij beschouwing van de afwatering van het vuilstortterrein (zie fig. 7) blijkt dat ten westen en zuid-westen van het stortterrein geen greppels aanwezig zijn. Op 3 tot 10 meter van het stort ligt de reeds genoemde diepe landbouwsloot. Tussen het afvalstort en deze sloot worden regelmatig plassen percolatiewater aangetroffen. Er vindt waarschijnlijk oppervlakkige afvoer boven de leemlaag plaats. Ten oosten en noordoosten ("Bruukzijde") van het stortterrein zijn wel een aantal greppels aanwezig. Aan de noordzijde is vlak naast het stort een greppel aanwezig die afwatert op "De Bruuk" via S22. Aan de oostzijde bevindt zich tussen het afvalstort en de greppels een slecht toegankelijk gebied met struiken. Hier worden eveneens plassen met percolatiewater aangetroffen. De greppels aan de oostzijde wateren via S23 af op "De Bruuk".

4.3. Analyse van de beschikbare hydrologische gegevens

4.3.1. Overzicht beschikbare gegevens

De beschikbare hydrologische gegevens hebben betrekking op stijghoogten van het grondwater op verschillende diepten, open waterpeilen en continue registratie van de overstorthoogte over meetstuw S26. Verder is ook nog een zelfregistrerende grondwaterstandsmeter en een regometer in het natuurreserveaat aanwezig. De gegevens van de grondwaterstandsmeter waren nog niet beschikbaar voor dit onderzoek. De volgende groepen peilbuizen zijn in "De Bruuk" en in het bekken aanwezig (zie fig. 1 en 7):

1. Waarnemingspunten DGV/TNO

In het bekken en op de stuwwal zijn een aantal waarnemingspunten van DGV/TNO aanwezig. In figuur 1 zijn de punten 31, 37, 38, 39, 28 en 29 aangegeven. Er zijn filters op verschillende diepten aanwezig tot 100 m-mv. Een aantal keren per jaar worden de stijghoogten afgelezen.

2. Waarnemingspunten Staatsbosbeheer

In en rondom "De Bruuk" staan een groot aantal ondiepe peilbuizen en open waterpeilschalen die tweemaal per maand door de reserveaatbeheerder van Staatsbosbeheer opgenomen worden. Begin 1980 zijn door Staatsbosbeheer en de universiteit van Nijmegen een aantal ondiepe peilbuizen met een filter boven of in de leemlaag en een filter onder de leemlaag geplaatst. Dit zijn de peilbuizen met de nummers B1 tot en met B18 (zie fig. 7). In de winter van 1981/82 zijn door de Landinrichtingsdienst een aantal grondwaterstandbuizen erbij geplaatst (B200 en B300 serie), met zoveel mogelijk per waarnemingspunt een filter boven en een filter beneden de leemlaag. Samen met de reeds aanwezige buizen zijn drie raaien gevormd.

3. Diepe boringen uitgevoerd door de RGD

In het kader van een geologisch onderzoek van "De Bruuk" en omstreken zijn twee diepe boringen verricht die reeds in hoofdstuk 2.2 ter sprake zijn gekomen. De resultaten van dit geologische onderzoek, waarbij ook een groot aantal geofysische metingen zijn verricht, zijn vastgelegd in een rapport (RGD, 1985). Beide boorgaten

(RGD77 en RGD78) zijn voorzien van vier filters op verschillende diepte. Vanaf begin 1985 worden de stijghoogten twee maal per maand opgemeten door de reservaatbeheerder.

4. Diepe boringen uitgevoerd door het ICW

De diepte van deze boringen bedraagt circa 30 m. Vanaf begin oktober is de stijghoogte van het grondwater in de filters twee maal per maand opgemeten. Later zijn nog drie ondiepe (tot 9 m-mv) boringen uitgevoerd.

5. Waarnemingspunten van Grontmij

In verband met een geohydrologisch onderzoek rond de vuilstort door GRONTMIJ (1982) zijn een aantal ondiepe peilbuizen geplaatst.

Nadien zijn geen stijghoogten meer gemeten en de peilbuizen zijn ook niet meer terug te vinden.

4.3.2. Gegevens van ondiepe peilbuizen

Bij het interpreteren van verschillen in stijghoogten in het ondiepe grondwater is het belangrijk de juiste ligging van de filters te weten. Hierbij is van belang de diepte ten opzichte van maaiveld, het bodemprofiel en de diepte en dikte van de leemlaag.

In eerste instantie werd er vanuitgegaan dat per waarnemingspunt van Staatsbosbeheer een filter (A) boven en een filter (B) beneden de leemlaag aanwezig was. Bij nadere beschouwing van de gegevens blijkt dat niet alle A- en B-filters gescheiden zijn door een slecht doorlatende laag (leem en/of veen). Bij het vaststellen van het stijghoogteverschil over de leemlaag zijn daarom alleen die filters gebruikt waarvan duidelijk was dat de A- en B-filters gescheiden zijn door een leemlaag. Door Staatsbosbeheer zijn tijd-stijghoogte lijnen van de hierboven genoemde waarnemingspunten verstrekt. Er is een periode van 5 jaar beschikbaar, gebaseerd op waarnemingen twee maal per maand. De locaties, waar kwel of wegzijging is geconstateerd op grond van stijghoogteverschillen, zijn in figuur 7 aangegeven met K respectievelijk W.

In het gebied rondom de stortplaats is duidelijk sprake van kwel, waarbij het grondwater in de diepere filters zelfs tot boven maaiveld stijgt (B216, B2). In "De Bruuk" zijn de stijghoogteverschillen over

de leemlaag gering. Op meerdere plaatsen is geringe kwel geconstateerd, maar lokaal vindt ook wegzijging plaats (B7, B15). Op de hoger gelegen gronden buiten "De Bruuk" treedt wegzijging op (B205, B213, B208). De GRONTMIJ (1982) concludeert uit haar waarnemingen van een aantal ondiepe peilbuizen d.d. 27-7-1982 dat rondom de vuilstortplaats sprake is van een kwelsituatie, maar dat in natte perioden de situatie anders kan zijn. Een leemlaag en een diepere veenlaag kunnen hier een storende invloed hebben op de grondwaterstroming. De stromingsrichting van het grondwater in het pakket beneden de leemlaag is noordoostwaarts gericht met een verhang van circa 2.5 meter per kilometer. De voorlopige conclusie op grond van het voorgaande is dat op de hoger gelegen gronden, rondom "De Bruuk", op een aantal plaatsen wegzijging plaatsvindt. In "De Bruuk" zelf is een kwelsituatie aanwezig maar plaatselijk is ook sprake van wegzijging. De vuilstortplaats ligt duidelijk in een kwelgebied.

4.3.3. Gegevens van diepe peilbuizen

De stijghoogten van het diepere grondwater zijn ontleend aan DGV/TNO waarnemingen, Staatsbosbeheer waarnemingen (van de RGD boringen) en de eigen waarnemingen van de ICW-boringen. In tabel 1 zijn de waargenomen stijghoogten samengevat voor drie data, 29 september, 14 november en 14 april. De filters op 40 m-mv liggen beneden de bekkenklei. Op grond van de stijghoogteverschillen in tabel 1 kunnen een aantal conclusies getrokken worden met betrekking tot de hydrologische situatie:

- De stijghoogte in de filters beneden 40 m-mv is zeer laag ten opzichte van de daarbovenliggende filters. Bij ICW1 en RGD78 bedraagt het stijghoogteverschil zelfs 5 meter en bij RGD77 circa 2 meter! Dit betekent dat de bekkenklei duidelijk als een ondoorlatende laag fungeert. Er zal geen verticale stroming door deze laag plaatsvinden.

Tabel 1. Stijghoogten (in m+NAP) in de diepere filters

maaiveld	ICW1 17,08	ICW2 16,82	ICW3 16,52	ICW4 19,12	RGD77 15,80	RGD78 16,90
filterdiepte (m-mv)	29 september 1986					
1,5- 3,5	16,90	16,43	15,54	18,55	14,49	16,34
5,0- 8,0	17,07	16,66	15,56	18,58	-	16,67
11,0-12,5	17,28	16,75	15,64	18,63	-	-
13,5-16,0	17,24	16,76	15,64	18,63	14,58	-
23,0-24,0	17,26	16,80	15,64	18,63	-	-
29,0-30,0	17,26	16,83		18,66	-	16,85
40,0-44,0	12,23				12,65	12,28
57,0-58,0					12,64	
	14 november 1986					
1,5- 3,5	16,97	16,68	15,78	18,80	14,70	16,57
5,0- 8,0	17,22	16,85	15,77	18,85	-	16,86
11,0-12,5	17,49	16,94	15,86	18,88	-	-
13,5-16,0	17,51	16,96	15,86	18,89	14,84	-
23,0-24,0	17,52	17,00	15,85	18,90	-	-
29,0-30,0	>17,50	17,04		18,92	-	17,03
40,0-44,0	12,85				12,71	12,29
57,0-58,0					12,71	
	15 april 1987					
1,5- 3,5	16,97	16,81	15,92	19,03	14,85	16,69
5,0- 8,0	17,42	17,04	15,90	19,14	-	17,10
11,0-12,5	17,76	17,16	16,00	19,28	-	-
13,5-16,0	17,75	17,16	15,99	19,28	15,07	-
23,0-24,0	17,81	17,22	16,00	19,27	-	-
29,0-30,0	17,83	17,27		19,31	-	>17,13
40,0-44,0	12,37				12,78	12,37
57,0-58,0					12,78	

- In bijna alle gevallen zijn de stijghoogten van de filters op 11-30 m-mv hoger dan van de filters op 1,5-8 m-mv. Op 15 april reikt de stijghoogte van het diepere grondwater beneden 10 m-mv nabij het stortterrein (ICW1) tot circa 75 cm boven maaiveld. In het pakket tot 10 m diepte neemt de stijghoogte toe met de diepte. Er is dus

sprake van een kwelsituatie. Bij nadere beschouwing van de ICW filters valt op dat bij de punten ICW1, ICW3 en ICW4, en in mindere mate ICW2, de verticale stijghoogteverschillen in de laag 10-30 m-mv niet veel verschillen. Een en ander wijst er op dat de laag van 10-30 m-mv een watervoerend pakket vormt met relatief geringe verticale stijghoogteverschillen. Rond 10 m-mv is kennelijk een weerstandbiedende laag aanwezig aangezien daarboven duidelijk lagere stijghoogten worden gevonden. In het freatisch grondwater is duidelijk sprake van verticale stijghoogteverschillen die op een kwel-situatie wijzen.

- Bij het punt ICW2 zijn de verticale stijghoogteverschillen in de laag 10-30 m-mv relatief groot. Dit betekent dat hier een behoorlijke verticale kwelstroming optreedt of dat storende lagen aanwezig zijn.
- In de periode september-november blijkt de stijghoogte in de diepere filters toe te nemen met 20-25 cm. In het voorjaar is de stijghoogte met nog 20-30 cm toegenomen ten opzichte van november.

In figuur 8 is het stijghoogteverloop (d.d. 14-11-86) van een aantal filters uitgezet ten opzichte van maaiveld in de vermoedelijke stromingsrichting, de raai ICW4-ICW1-ICW2-ICW3-RGD77. Hieruit blijkt dat rondom de vuilstort de stijghoogten van het diepere grondwater ruim boven maaiveld uitkomen. Verder stroomafwaarts in "De Bruuk" duikt de stijghoogte van het diepere grondwater weer onder maaiveld en neemt de kweldruk dus verder af.

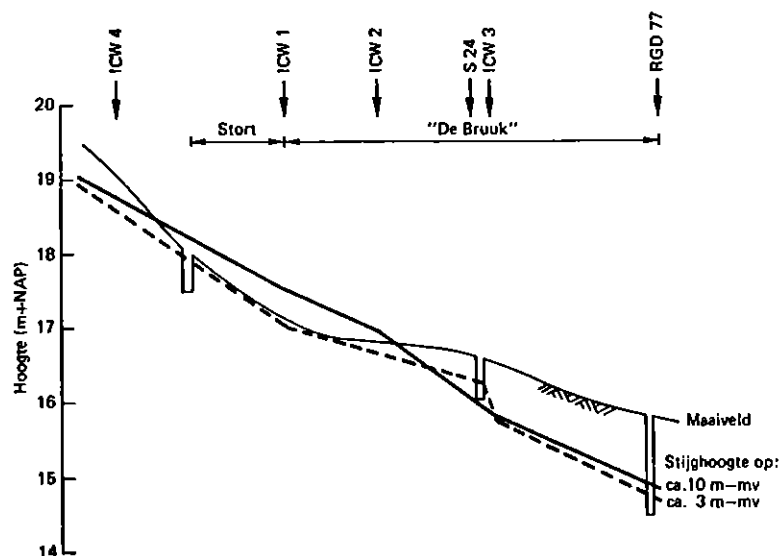


Fig. 8. Stijghoogteverloop van het diepe en ondiepe grondwater in een ZW-NO raai (dd. 14-11-86)

4.4. Geohydrologische schematisatie van de ondergrond

Voor de beschrijving van de grondwaterstroming en het transport van opgeloste stoffen is het gewenst de ondergrond geohydrologisch te schematiseren, waarbij onderscheid wordt gemaakt tussen watervoerende lagen en waterkerende lagen. In bijlage 2 is een geohydrologisch profiel afgebeeld van de stuwwal van Nijmegen en het bekken, zoals gegeven door DGV/TNO (1973). Het Pliocene (en miocene slibrijke lagen) wordt gezien als basis van het eerste watervoerend pakket. Deze basis is niet overal even duidelijk aangetroffen. Volgens de DGV/TNO kaart ligt de geohydrologische basis in het bekken, waar ook "De Bruuk" gelegen is, op circa 30 m-NAP.

Hierboven bevindt zich het eerste watervoerend pakket dat in dikte sterk kan variëren. In de stuwwal van Nijmegen-Groesbeek bedraagt de dikte soms meer dan 100 meter en in het bekken circa 20 à 30 meter. Ten oosten van Groesbeek worden intercalaties van kleilagen aangetroffen (vergl. bekkenklei in 3.2). Ook in de stuwwal worden kleilagen aangetroffen, verder is het eerste watervoerend pakket opgebouwd uit matig fijne tot grove grindhoudende zanden. Het eerste watervoerend pakket is in de lagere delen afgedekt met een deklaag, opgebouwd uit fijne slibhoudende zanden en veen (DGV/TNO, 1973).

Voor de geohydrologie rondom "De Bruuk" is de exacte ligging van de kleilagen van belang. De literatuur levert hierover een aantal tegenstrijdigheden. In een rapport van RID (1973) wordt een kleipakket rond 15 m-NAP Tegelen klei genoemd (zie ook 3.2), welke tot de bekkenopvulling gerekend wordt en dus na de stuwing moet zijn afgezet. Dezelfde laag wordt in een rapport van de RGD (1985) ook Tegelen klei genoemd (boring 42, ca. 2,5 km ten NW van "De Bruuk") maar wordt niet tot de bekkenopvulling gerekend. Deze zou dus voor de stuwing zijn afgezet. Navraag leerde (V.D. STAAY, 1986) dat deze laatste aanname juist is. Dit betekent dat deze Tegelen klei op circa 15 m-NAP niet als geohydrologische basis van het bekken beschouwd kan worden. In bijlage 2 zijn eveneens de stijghoogten vermeld van het grondwater in de verschillende filters. De waarden betreffen 10-jaars-gemiddelden van 1969 tot en met 1979 (pers.meded., JONKER, 1986). Naarmate het stijghoogteverschil over de kleilagen groter is, is de horizontale verbreiding waarschijnlijk groter.

Uit de beschrijving van de geologische opbouw van het gebied (hfd. 3, fig. 3) blijkt dat de bekkenklei niet onder het gehele bekken aaneengesloten voorkomt. Deze bekkenklei bevindt zich namelijk niet onder de stuwwallen. Uit gegevens van de RGD (1985) blijkt dat de bekkenklei juist ten westen van het stortterrein niet meer wordt aangetroffen. Vlak naast de stortplaats is echter een groot stijghoogteverschil (liefst 5 meter) gemeten over deze bekkenklei, hetgeen erop wijst dat op korte afstand geen kortsluiting optreedt tussen de zandpakketten boven en onder de bekkenklei. Op grond van de stijghoogteverschillen, zoals aangegeven in figuur 9, moet worden aangenomen dat er een aaneensluitende hydrologische basis aanwezig is, die doorloopt tot onder de stuwwal.

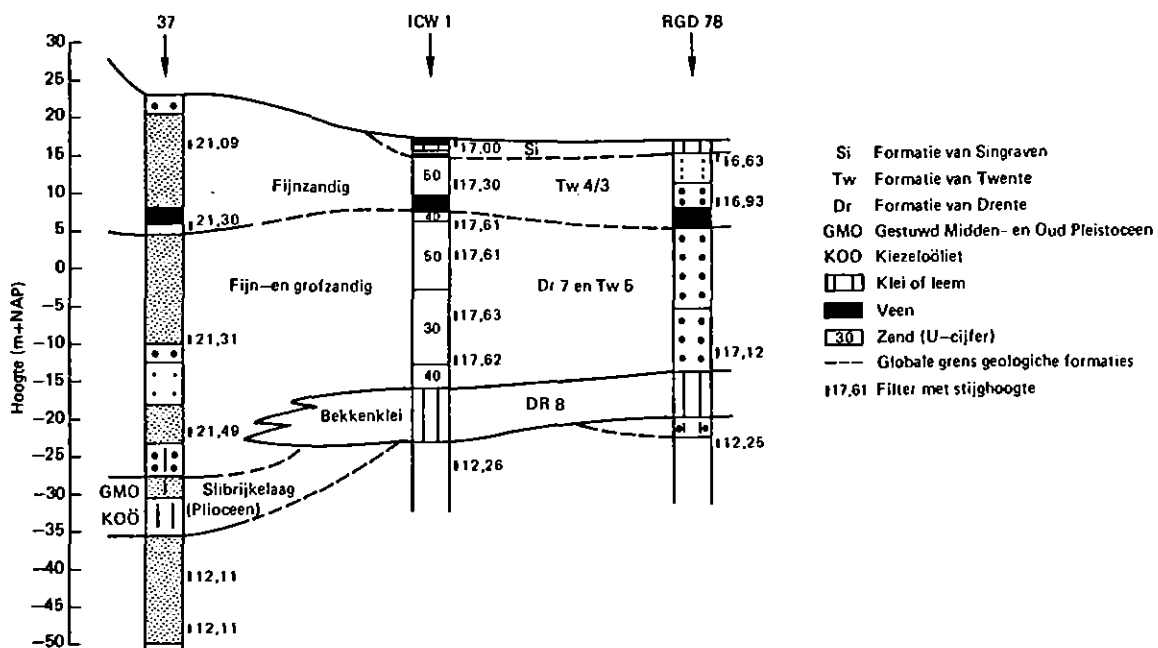


Fig. 9. Geologische dwarsdoorsnede met stijghoogteverdeling langs de raai 37-ICW1-RGD78

Duidelijk is te zien dat bij boring 37 het stijghoogteverschil over de slibrijke lagen van het GMO en Kiezeloöliet (KOO) zeer groot is, en dat de stijghoogte van het diepe grondwater onder deze lagen in dezelfde orde ligt als bij de boringen ICW1 en RGD78 onder de bekkenklei. De afstand tussen de punten ICW1 en 37 is circa 1100 m. Het lijkt gerechtvaardigd te veronderstellen dat de slibrijke lagen van

het GMO en K00 op een of andere manier aansluiten bij de bekkenklei (stippellijn in fig. 9). De door de RGD aangegeven kleilaag (geofysische metingen), welke ouder is dan de bekkenklei, komt dan overeen met de slibrijke GMO/K00 laag. De basis van het eerste watervoerende pakket ligt dus op een diepte variërend van circa 30 m-NAP westelijk van "De Bruuk" tot circa 15 à 20 m-NAP in "De Bruuk".

In het tweede watervoerende pakket onder deze ondoorlatende basis is een zeer gering horizontaal verhang aanwezig in ZW-richting. Dit betekent dat er vrijwel geen infiltratie in dit pakket plaats vindt onder de stuwwallen. Het neerslagoverschot van de stuwwallen wordt praktisch geheel boven de ondoorlatende basis afgevoerd.

Bij beschouwing van de stijghoogten (par. 4.3) bleek dat er waarschijnlijk een slecht doorlatende laag rond circa 10 m-mv aanwezig is. Uit figuur 9 en ook uit de profielbeschrijvingen van de overige ICW-boringen blijkt dat op deze diepte klei en/of veen wordt aangetroffen. Deze laag is ook af te leiden uit de geofysische metingen van de RGD (1985). De laag vormt stratigrafisch de grens tussen de formatie van Drente 7 en Twente 5 (hellingmateriaal) enerzijds en de formatie van Twente 4/3 (dekzanden) anderzijds en moet daarom tijdens een interstadiaal gevormd zijn (V.D. STAAY, 1986).

Uit de bodemkundige opbouw van het gebied (par. 3.3) bleek dat er tevens een leemlaag of slibrijke laag juist beneden maaiveld voorkomt. Deze laag varieert in dikte, maar is globaal 70-120 cm dik.

Op grond van het voorgaande kan de ondergrond ter plaatse van het natuurreservaat als volgt worden geschematiseerd (zie fig. 10):

- bovengrond
- leemlaag doorsneden door waterlopen
- afdekkend pakket (overwegend fijnzandig)
- slecht doorlatende laag (klei en/of veen)
- eerste watervoerend pakket (grof en fijnzandig)
- ondoorlatende laag (bekkenklei en slibrijke lagen uit het Pliocene), tevens geohydrologische basis
- tweede watervoerend pakket

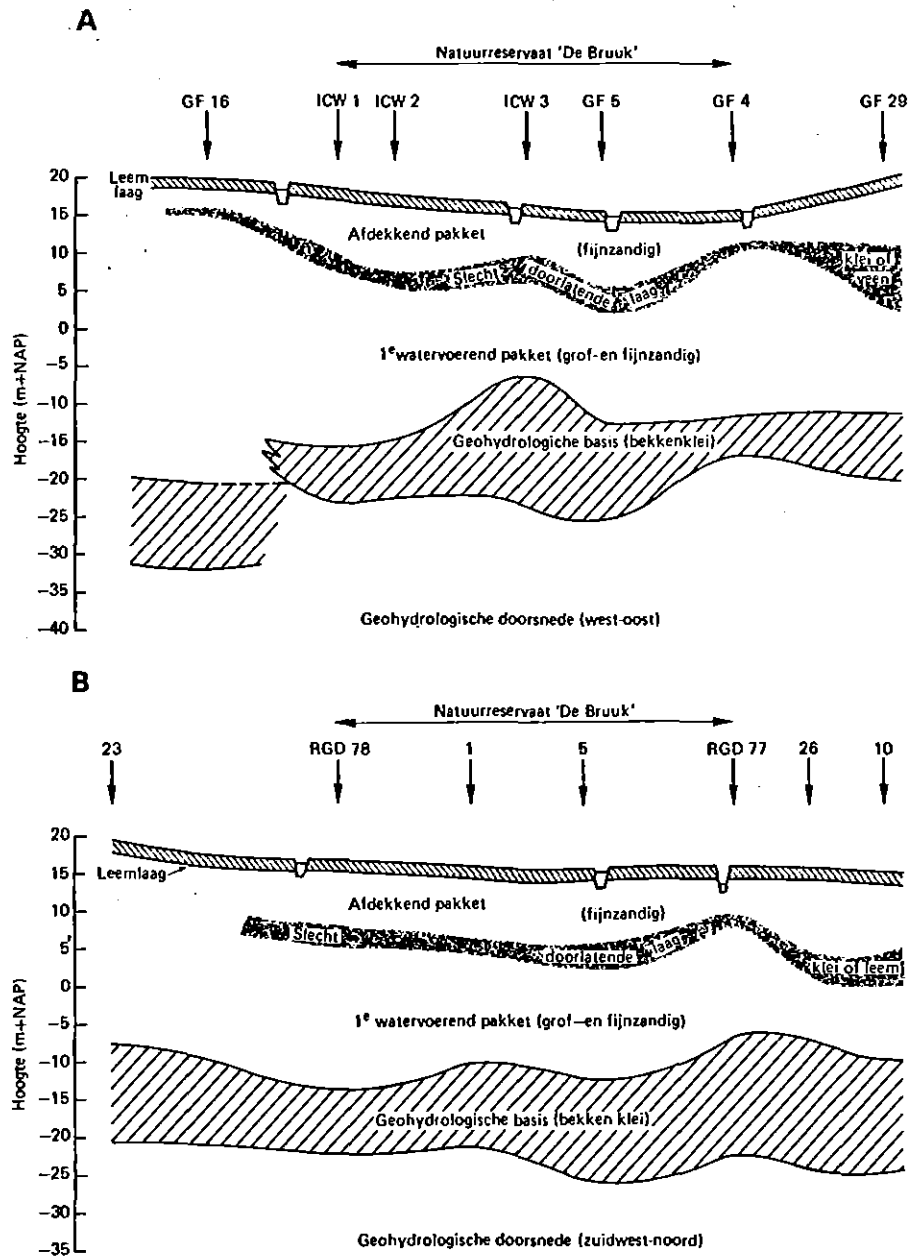


Fig. 10. Geohydrologische doorsneden door "De Bruuk" langs een W-O raai (A) en een ZW-N raai (B)

In figuur 10 is te zien dat de verschillende lagen zeer variabel van dikte zijn. Opvallend is de ligging van de bovenkant van de bekkenklei. In het centrum van "De Bruuk" is de dikte van het eerste watervoerend pakket gering. Ook de dikte van het afdekkend pakket varieert nogal. Het is evenwel mogelijk dat er afwisselend nog leem/veen laagjes hierin voorkomen. De doorsnede in zuidwest-noordoostelijke richting laat een meer uniforme dikte van het eerste watervoerend pakket zien, maar de bovenkant van de bekkenklei heeft ook hier een zeer golvend verloop.

4.5. Beschrijving van de grondwaterstroming

4.5.1. Grondwateronttrekking

De richting en grootte van de grondwaterstroming kan beïnvloed worden door onttrekking van grondwater, bijvoorbeeld ten behoeve van drinkwaterwinning, industrie en landbouw.

Drinkwaterwinning vindt plaats op een aantal pompstations op of bij de stuwwal van Nijmegen-Groesbeek (zie fig. 1). Op het hoogste punt van de stuwwal tussen Groesbeek en Nijmegen nabij de waterscheiding ligt het pompstation De Muntberg. Het opgepompte debiet (ca. 800 000 m³/jaar) zal geen invloed hebben op de grondwaterstroming nabij "De Bruuk". Het filter van de pompput is op circa 75 meter beneden maaiveld gelegen (10 m-NAP), in het eerste watervoerend pakket. Op 15 m-NAP wordt een kleilaag aangetroffen, maar het is niet vast te stellen of deze ook tot de reeds genoemde basis van het eerste watervoerend pakket gerekend mag worden. Het pompstation is in beheer van de Waterleiding Maatschappij Gelderland.

Het pompstation Heumensoord ligt aan de westkant van de stuwwal. Er mag verwacht worden dat het opgepompte debiet daarom geen invloed heeft op de grondwaterstroming nabij "De Bruuk". Het pompstation Heumensoord is in beheer bij de gemeente Nijmegen. Het pompstation Plasmolen is in beheer bij de Waterleidingmaatschappij Limburg en ligt in de buurt van de waterscheiding op de zuidelijke stuwwal.

In opdracht van de Waterleidingmaatschappij Gelderland is een onderzoek verricht naar de mogelijkheden om een pompstation (pompstation Groesbeek) te stichten in het bekken van Kranenburg nabij de Dennenkamp. In het kader van dat onderzoek is een pompproef verricht door het RID. Uit het onderzoek (RID, 1973) bleek dat de toevoer van water in het eerste watervoerend pakket relatief gering is tengevolge van storingen door de niet-horizontale gelaagdheid in de bekkenopvulling (anisotropie van de grond). Men heeft dan ook besloten om geen onttrekking te starten.

Industriële onttrekkingen vinden vrijwel niet plaats in het onderzoeksgebied. Volgens WAFLO (1983) is op ongeveer 2,5 km afstand ten noordwesten van "De Bruuk" jarenlang grondwater gewonnen voor indus-

triële doeleinden (sinds 1967). Het betrof hier een onttrekking van 50 000 m³ grondwater per jaar. Deze onttrekking is echter in 1980 gestopt. Er kan daarom vanuit gegaan worden dat momenteel geen grote industriële onttrekkingen in het bekken plaats vinden.

Grondwateronttrekking ten behoeve van de landbouw is van geringe betekenis. Zelfs in droge jaren vindt zeer weinig beregening plaats ten behoeve van de land- en tuinbouw in het gebied. In het droge jaar 1976 werd slechts 0-5% van de oppervlakte cultuurgrond in de omgeving van "De Bruuk" beregend. De gemiddelde watergift bedroeg in dat jaar 200-300 mm (overwegend grondwater). Rondom "De Bruuk" zijn wel een groot aantal drinkputten aanwezig voor het vee. De onttrekking zal echter relatief gering zijn.

Op grond van het voorgaande wordt geconcludeerd dat de grondwateronttrekkingen in het gebied momenteel weinig of geen invloed hebben op de grondwaterstroming in "De Bruuk". In het verleden is wel een gemiddelde grondwaterstandsaling van circa 20 cm geconstateerd in de jaren 1975-1980 vergeleken met de periode 1970-1975 daarvoor (WAFLO, 1983).

4.5.2. Grondwaterstroming in het afdekkend pakket

Voor de beschrijving van de grondwaterstroming in het afdekkend pakket is een isohypsenpatroon getekend op basis gemeten grondwaterstanden in dit pakket. De filters in het fijnzandige pakket onder de leemlaag op een diepte van ca. 2 à 3 m-mv zijn hiervoor gebruikt. Daar dit pakket plaatselijk wordt aangesneden door diepe sloten, zijn ook de peilen van deze waterlopen in de isohypsenkaart verwerkt.

Op een aantal punten in het gebied worden de open waterpeilen tweewekelijks afgelezen. Van de waterlopen rondom "De Bruuk" zijn geen peilen beschikbaar. Om toch een schatting te kunnen maken van deze peilen zijn de slootdiepten, voor zover bekend, bij het waterschap opgevraagd (via de Landinrichtingsdienst). Door bij de slootdiepte een geschatte waterdiepte op te tellen zijn de peilen in de waterlopen verkregen. Door het grote bodemverhang in de waterlopen rondom "De Bruuk" komen behoorlijke stroomsnelheden voor, waardoor de waterdiepte gering is. Vaak is de waterdiepte niet meer dan 10 à 30 cm. Bij het invoeren van de juiste waterpeilen kan het beeld nabij de waterloop enigszins veranderen maar dit heeft weinig invloed op het totaalbeeld.

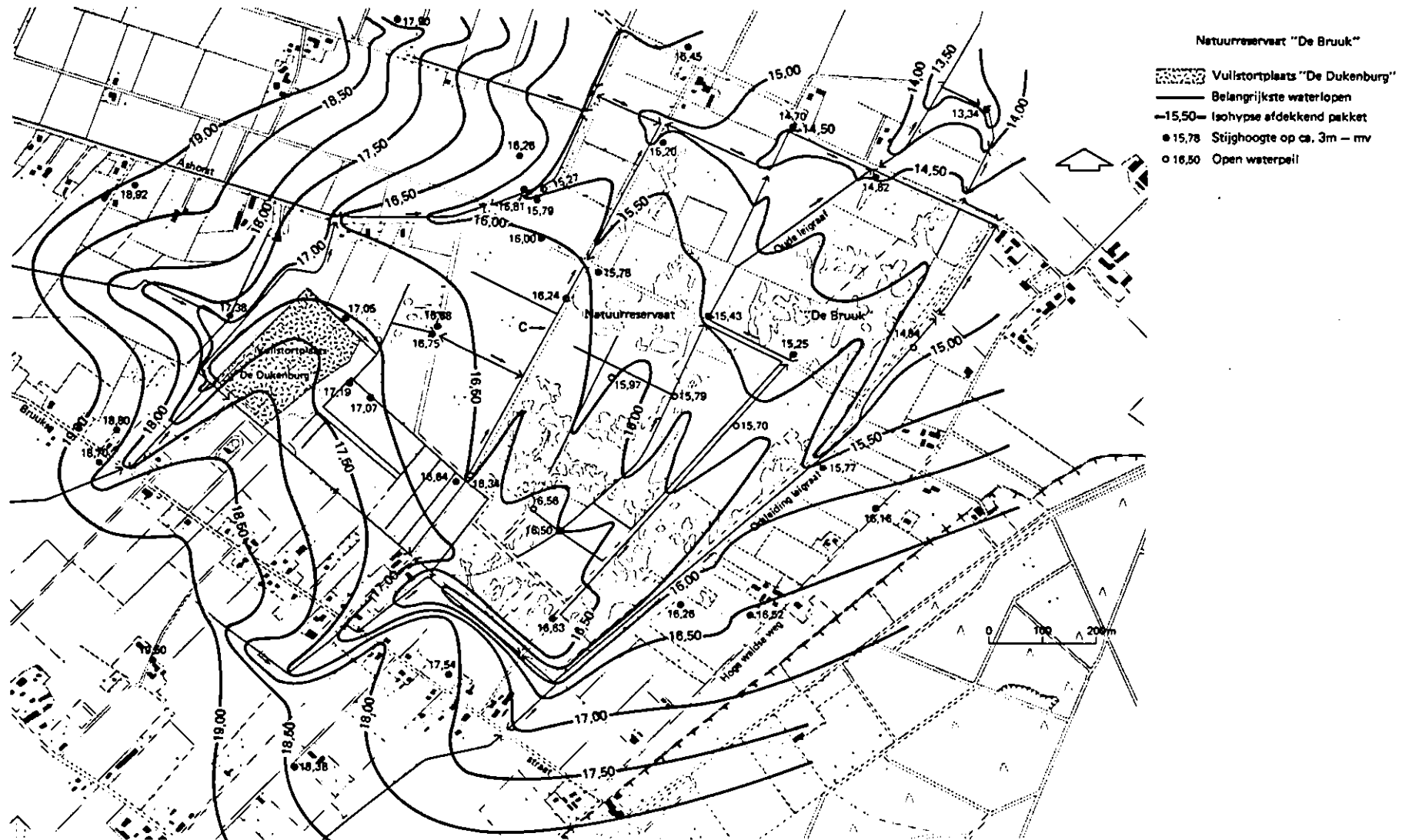


Fig. 11. Isohypsenaart van het grondwater in het afdekkende pakket

De isohypsenkaart d.d. 14-11-1986 (fig. 11) toont duidelijk de sterk drainerende werking van waterlopen, die door de leemlaag tot in het fijnzandig pakket reiken. Vooral de diepe landbouwsloot langs de Ashorst en tendele ook de waterloop aan de zuid-oost grens van het natuurreservaat hebben een drainerende werking voor een deel van het natuurreservaat. De belangrijkste waterlopen binnen het natuurreservaat zelf hebben eveneens een drainerende werking. Het door opstuwning relatief hoge peil van waterloop C (fig. 11) leidt er toe dat wegzijging plaatsvindt in de buurt van boring ICW3. Dit heeft mogelijk ongunstige gevolgen omdat deze waterloop verontreinigd is met percolatiewater van de vuilstort.

Uit het isohypsenbeeld blijkt tevens dat afvoer van percolatiewater uit de stortplaats via het afdekkend pakket naar "De Bruuk" vrijwel niet mogelijk is. Alleen aan de oostkant van de stortplaats zou op grond van het isohypsenbeeld enige afvoer mogelijk zijn.

Over het algemeen levert de isohypsenkaart van 29-9-1986 een zelfde beeld, zodat deze isohypsenkaart niet in dit rapport is opgenomen. Door lagere stijghoogten in het afdekkend pakket is de toestroming naar de waterlopen iets minder sterk dan op 14-11-86. In het kader van dit onderzoek is geen isohypsenkaart voor een relatief natte periode in het voorjaar gemaakt. Maar gezien het stijghoogteverloop van een aantal filters gedurende de onderzoeksperiode (zie tabel 1) zal het beeld niet veel veranderen.

4.5.3. Grondwaterstroming in het eerste watervoerende pakket

Uit de in 4.4 gegeven schematisatie blijkt dat er rond 10 m beneden maaiveld een slecht doorlatende laag aanwezig is. Het isohypsenbeeld van het eerste watervoerende pakket is daarom gebaseerd op de grondwaterstanden gemeten in filters beneden deze laag. In "De Bruuk" zijn zes diepe boringen aanwezig met meerdere filters beneden deze laag. De stijghoogten van de filters op ongeveer 16 m-mv zijn gebruikt voor het samenstellen van de isohypsenkaart. Alle boringen, met uitzondering van RGD78 hebben een filter op deze diepte. Bij RGD78 is een stijghoogte bekend op 9 m-mv en op 29 m-mv. De stijghoogte op 16 m-mv is hieruit berekend door lineaire interpolatie.

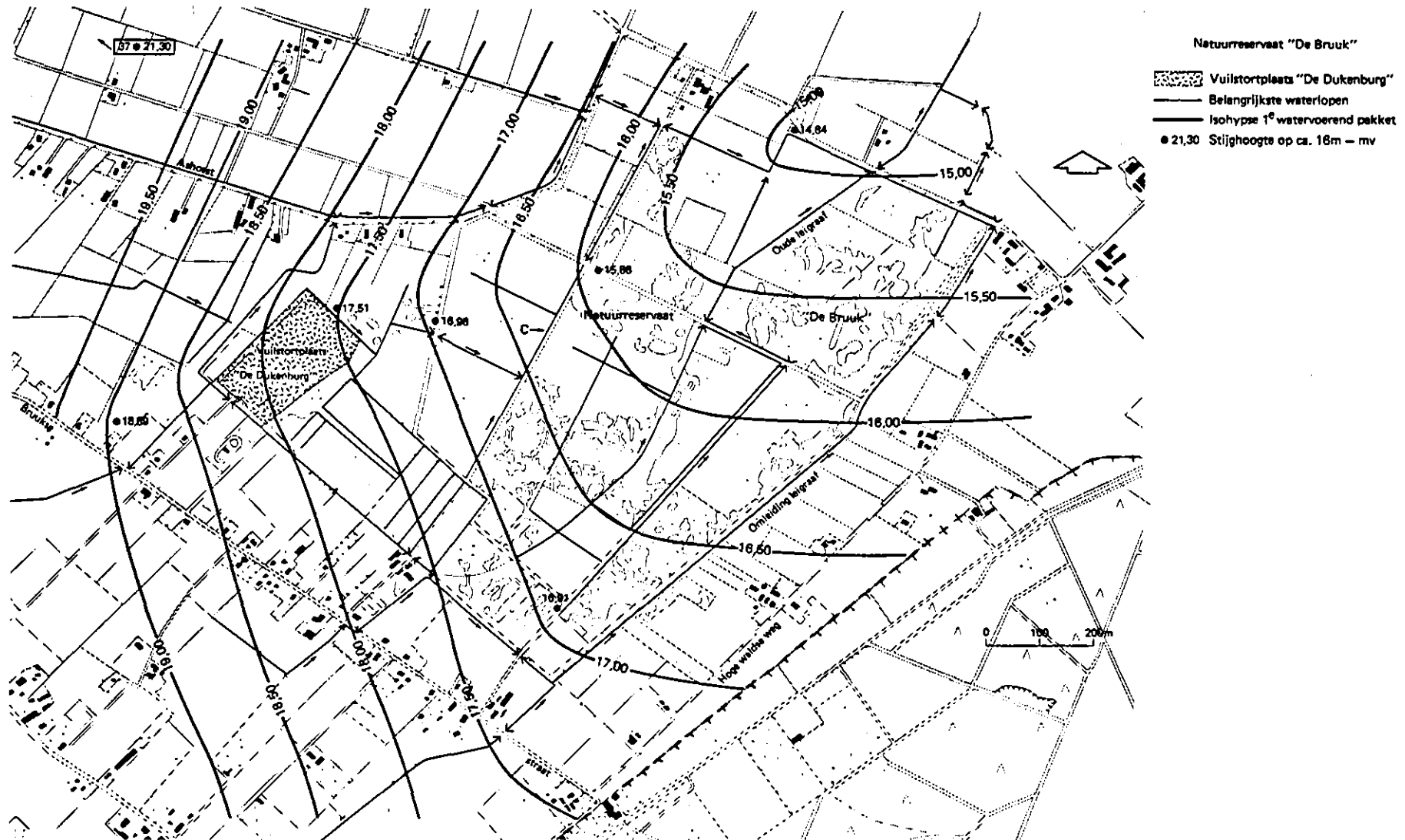


Fig. 12. Isohypsenaart van het grondwater in het eerste watervoerende pakket (ca. 16 m-mv, dd. 14-11-86)

Verder ligt een DGV/TNO-meetpunt (37) redelijk in de buurt. Dit meetpunt heeft ook een filter op 16 m-mv, echter op de genoemde data 14-11-86 en 29-09-86 zijn voor dit meetpunt geen stijghoogten beschikbaar. Door de Landinrichtingsdienst (pers.meded., JONKER, 1986) is de gemiddelde stijghoogte voor het filter op 16 m-mv berekend als langjarig gemiddelde over een periode van 15 jaar (1970-1985). Dit gaf voor september een gemiddelde grondwaterstand van 21,05 m+NAP, voor oktober 21,17 m+NAP en voor november 21,44 m+NAP, terwijl het jaargemiddelde 21,32 m+NAP bedroeg. Deze gemiddelde gegevens van boring 37 zijn gebruikt bij het samenstellen van de isohypsenkaart. Door dit meetpunt mee te nemen wordt namelijk een beter inzicht verkregen in de kromming van de isohypsen ten westen en noordwesten van de stortplaats.

In figuur 12 is het isohypsen patroon voor het eerste watervoerend pakket weergegeven d.d. 14-11-86. Het getekende patroon is minder nauwkeurig aan de oostzijde van "De Bruuk", omdat daar geen meetpunten aanwezig zijn. Uit het isohypsenpatroon blijkt dat "De Bruuk" gelegen is in een gebied waar in het eerste watervoerend pakket toestroming van grondwater plaatsvindt vanuit verschillende richtingen. De kromming van de isohypsen ter plaatse van het afvalstort wijst erop dat hier een sterke toestroming van grondwater plaats vindt. De stijghoogtegradient ter plaatse van de vuilstortplaats is ongeveer 0,003 m/m. Aan de oostzijde van "De Bruuk" is de kromming van de isohypsen minder sterk en liggen de isohypsen tevens verder uit elkaar.

Voor de relatief drogere periode (29-09-86) levert de isohypsenkaart ongeveer hetzelfde beeld op. De stijghoogten op 16 m-mv blijken vrijwel uniform over het gehele gebied circa 25 cm lager te liggen dan op 14 november (zie V.D. HULST, 1987).

Uit een isohypsenbeeld van het Reichswald (Grundwassergleichen Nordrhein-Westfalen d.d. oktober 1973) blijkt dat slechts vanuit een smalle strook van de oostelijke stuwwal grondwater wordt afgevoerd in de richting van "De Bruuk". De waterscheiding zal globaal overeenkomen met het hoogste deel van de stuwwal (zie fig. 1).

4.5.4. Grondwaterstroming in het tweede watervoerend pakket

In bijlage 3 is voor een aantal punten ICW1, RGD77 en 78 en 37 de stijghoogte beneden de bekkenklei d.d.28-11-86 vermeld. Voor 37 is een gemiddelde over 10 jaar genomen. Worden er globaal isohypsen van dit tweede watervoerend pakket geschetst dan blijkt dat beneden de bekkenklei stroming in westelijke tot zuidwestelijke richting plaatsvindt (richting Maas). Deze stromingsrichting is tegengesteld aan die in het eerste watervoerend pakket. Gezien het geringe verhang lijkt de infiltratie naar dit watervoerende pakket verwaarloosbaar klein.

4.6. Conclusies

"De Bruuk" is in het laagste deel van het glaciële bekken gelegen. Hierdoor vindt toestroming van grondwater plaats vanaf de omringende stuwwallen. Deze toestroming kan verdeeld worden over een stroming door het afdekkend pakket en het eerste watervoerend pakket, welke gescheiden zijn door een slecht doorlatende laag. In het bovenste deel van het afdekkend pakket is een leemlaag aanwezig, welke op een aantal plaatsen doorsneden wordt door waterlopen.

Uit de stijghoogteverdeling in het verticale vlak blijkt dat in het natuurreservaat sprake is van kwel vanuit het eerste watervoerend pakket via de scheidende laag op circa 10 m-mv. De kwelintensiteit zal niet over het gehele gebied gelijk zijn. De vuilstortplaats is gelegen op een plaats waar sterke toestroming in het eerste watervoerende pakket plaatsvindt. De stijghoogte in deze laag komt op meerdere plaatsen rondom het stort boven maaiveld uit. Op grond van het stijghoogteverschil tussen het eerste watervoerend pakket en het afdekkend pakket mag verwacht worden dat er geen percolatiewater van het stort in het eerste watervoerend pakket kan indringen.

Het is wel mogelijk dat er percolatiewater in het afdekkend pakket terecht kan komen. De stroming in dit pakket wordt sterk bepaald door de ligging van de diepe waterlopen. Belangrijk is dat de diepe waterloop ten westen van het stortterrein een sterk drainerende werking heeft.

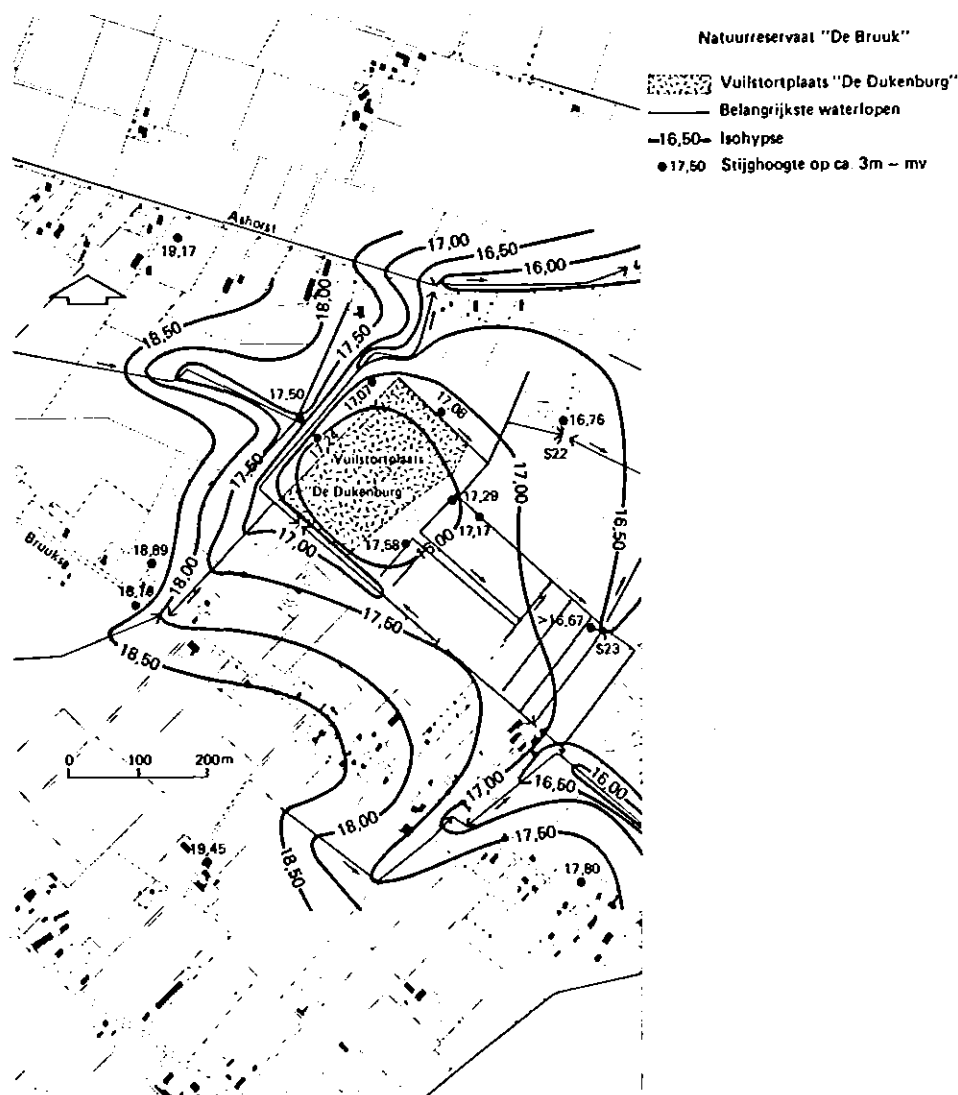


Fig. 13. Isohypsenkaart van het grondwater in het afdekkende pakket (onder de leemlaag) in het gebied rondom de stortplaats dd. 15-06-87

In figuur 13 is een isohypsenkaart (d.d. 15-6-'87) van het stortterrein en naaste omgeving gegeven, waarbij ook de grondwaterstandsgegevens van enkele later uitgevoerde boringen zijn meegenomen. Uit deze figuur blijkt dat het grootste deel van het percolatiewater via het afdekkend pakket in de richting van de diepe sloot en in noordelijke richting zal afstromen. De stijghoogte op circa 3 m-mv is aan de zuidoostzijde van het stortterrein het hoogst (ICW5). Gezien de kwelsituatie die aangetroffen wordt bij de punten ICW5, 6 en 7, zal percolatie-

water niet diep in het afdekkend pakket kunnen dringen. Ten noordoosten van het stort kan enige afstroming in de richting van "De Bruuk" optreden. Vanwege de kwelsituatie zal dit water echter reeds op korte afstand onderschept worden door waterlopen en greppels.

De greppels ten oosten en noordoosten van het stortterrein kunnen eventueel zijdelings uittredend percolatiewater afvoeren. Dit percolatiewater komt uiteindelijk in waterloop C terecht (fig. 7) en kan in het natuurreservaat plaatselijk verontreiniging veroorzaken. De opstuw-
wing bij S24 leidt tot infiltratie van verontreinigd water in het afdekkend pakket.

5. KWANTITATIEVE BEPALING VAN KWEL EN WEGZIJGING

5.1. Inleiding

Uit de beschrijving van de grondwaterstroming (hfd. 4) bleek dat "De Bruuk" in een kwelgebied gelegen is, maar dat er plaatselijk ook wegzijging optreedt. Om vast te stellen of percolatiewater wordt afgevoerd via het afdekkend pakket of het eerste watervoerend pakket is het gewenst om meer kwantitatieve informatie te hebben over het voorkomen van kwel of wegzijging. Daarmee wordt tevens het hydrologische inzicht in het gebied vergroot.

In gebieden met kwel is de samenstelling van het grond- en oppervlaktewater anders dan in gebieden met wegzijging van overtollige neerslag naar het diepere grondwater. In natuurgebieden leidt dit tot belangrijke verschillen in de samenstelling van de natuurlijke vegetatie. Op deze wijze kunnen de grondwatersamenstelling en de vegetatie aanvullende informatie geven over het voorkomen van kwel of wegzijging.

De kwelintensiteit in het onderzoeksgebied is bepaald door een waterbalans op te stellen voor een deelgebiedje en daaruit de kwelterm te bepalen. Het afvoerproces over een meetstuw in de tijd is gebruikt om een schatting te maken van de basisafvoer, waaruit eveneens een schatting van de kwelintensiteit kan worden verkregen.

5.2. Bepaling kwelintensiteit in een deelgebiedje

Door Staatsbosbeheer is in 1980 een meetstuw (S26, zgn. broad-crested-weir) geplaatst in "De Bruuk" (zie fig. 7). De afvoer uit het afwateringsgebied van de oude Leigraaf achter deze meetstuw is gemeten. Met behulp van de neerslag- en verdampingscijfers is het dan mogelijk een balans op te stellen en de netto toestroming vanuit het grondwater te berekenen. De oppervlakte van het afwateringsgebiedje is 22,1 ha (zie subgebied 1, fig. 7). Voor dit gebied kan een waterbalans opgesteld worden. De waterbalans per tijdseenheid ziet er als volgt uit:

$$Q(\text{uit}) - Q(\text{in}) = N - E - \Delta S$$

waarin: $Q(\text{uit})$ = totale uitstroming via grond- en oppervlaktewater
 $Q(\text{in})$ = totale instroming via het grond- en oppervlaktewater
 N = neerslag
 E = actuele verdamping
 ΔS = bergingsverandering

De in- en uitstroming bestaat uit bijdragen van het grondwater en het oppervlaktewater:

$$Q_{\text{gr}}(\text{uit}) - Q_{\text{gr}}(\text{in}) + Q_{\text{opp}}(\text{uit}) - Q_{\text{opp}}(\text{in}) = N - E - \Delta S$$

waarin: $Q_{\text{gr}}(\text{uit})$ = uitstroming via het grondwater
 $Q_{\text{gr}}(\text{in})$ = instroming via het grondwater
 $Q_{\text{opp}}(\text{uit})$ = uitstroming via het oppervlaktewater
 $Q_{\text{opp}}(\text{in})$ = instroming via het oppervlaktewater

Er is aangenomen dat geen instroming van oppervlaktewater plaatsvindt in het afwateringsgebied, dus $Q_{\text{opp}}(\text{in})=0$. Deze veronderstelling is niet geheel juist, aangezien in droge perioden enige wegzijging vanuit waterloop C kan optreden in het betreffende afwateringsgebied. De waterbalans voor een droge periode kan daardoor minder betrouwbaar zijn. Verder is verondersteld dat het verschil tussen in- en uitstroming via het grondwater, $Q_{\text{gr}}(\text{in}) - Q_{\text{gr}}(\text{uit})$, gelijk is aan de kwel (K). Als dit verschil positief is dan vindt er kwel plaats en als het verschil negatief is dan duidt dit op wegzijging.

De vereenvoudigde waterbalans per tijdseenheid ziet er dan als volgt uit:

$$Q_{\text{opp}}(\text{uit}) = N - E - \Delta S + K$$

De neerslag, verdamping en stuwaftvoeren zijn afgeleid uit de beschikbare gegevens.

De neerslag (N) wordt vanaf begin 1985 met een pluviograaf continu geregistreerd in "De Bruuk". De regencijfers bleken echter onvolledig te zijn omdat de regenmeter enkele keren defect is geweest. Daarom zijn de neerslag-gegevens van het dichtstbijzijnde meetstation van het KNMI (Nijmegen) gebruikt (KNMI, neerslaggegevens 1985 en 1986). De actuele verdamping (E) is geschat door gebruik te maken van de volgende relatie (JANSEN, 1986):

$$E_{\text{pot}} = f E_o$$

waarin: E_{pot} = potentiële verdamping
 E_{open} = open water verdamping
 f = factor afhankelijk van jaargetijde, oppervlakte en vegetatie

Aangezien de vochtvoorziening in "De Bruuk" altijd ruim voldoende is, mag worden verondersteld dat voor de beschouwde periode (winter 85/86 en voorjaar 86) de actuele verdamping gelijk is aan de potentiële verdamping. JANSEN (1986) geeft een overzicht van f-factoren voor een aantal (half)natuurlijke vegetatietypen. Voor "De Bruuk", waarin verschillende vegetatietypes aanwezig zijn, is gekozen voor een f-factor van 0,75 overeenkomend met die van broekbos (0,75), jong loofbos (0,70) en schraal grasland (0,75). De open water verdamping is ontleend aan gegevens van het meteostation te Winterswijk (KNMI, weersgesteldheid 1985 en 1986).

De afvoer (Q_{opp}) is berekend uit de geregistreerde waterpeilen bij de stuw. Het peil bovenstrooms van de V-vormige brede overlaat is continu geregistreerd. De peilen waren door Staatsbosbeheer reeds omgezet naar overstorthoogten per kwartier. Met een computerprogramma, aanwezig bij Staatsbosbeheer, zijn de overstorthoogten omgerekend naar afvoeren.

Per maand is vervolgens een waterbalans opgesteld, waarbij de afvoeren zijn omgerekend naar mm/etm. De gemeten termen van de waterbalans zijn weergegeven in tabel 2 voor de periode juli 1985 tot en met juni 1986. Hieruit is de restterm AS-K berekend. Een probleem is, dat de berging niet afzonderlijk is bepaald. De kwel of wegzijging kan dus alleen worden vastgesteld in perioden, waarin de berging verwaarloosbaar

klein is. Het blijkt dat in de zomer en in het najaar gedurende een lange periode geen afvoer optreedt. In januari en februari 1985 is geen afvoer gemeten vanwege de strenge vorstperiode. Vanwege het maai-beheer laat men omstreeks juli het peil in het gebied sterk dalen, waardoor ondanks een neerslagtekort toch nog afvoer optreedt. Bij het opzetten van het peil in oktober zal dan weer extra berging optreden. Het peil in de oude Leigraaf kan dan circa 25 cm stijgen. Eind november is het stuwpeil weer op normaal niveau.

Tabel 2. Waterbalans van subgebied 1 in "De Bruuk" van juli 1985 tot en met juni 1986

maand	neer- slag N * (mm)	verdam- ping E (mm)	af- voer Q _{opp} (mm)	restterm $\Delta S - K$ (mm)	opmerkingen
juli 85	47,6	87,8	5,0	- 45,2	peilverlaging half juli
aug 85	74,9	66,8	0	+ 8,1	
sept 85	70,6	40,5	0	+ 30,1	
okt 85	29,7	18,8	0	+ 10,9	peilverhoging okt/nov
nov 85	82,7	4,5	1,0	+ 77,2	
dec 85	78,7	4,5	39,0	+ 35,3	
jan 86	130,8	4,5	73,4	+ 52,9	vorst
febr 86	0,1	9,8	9,2	- 18,9	vorst ($\Delta S=0$, kwel=0,68 mm/etm)
mrt 86	66,1	28,5	42,0	- 4,4	$\Delta S=0$, kwel=0,14 mm/etm
apr 86	55,1	45,8	31,6	- 22,3	$\Delta S=0$, kwel=0,74 mm/etm
mei 86	69,0	87,0	17,0	- 35,0	$\Delta S < 0$
juni 86	43,4	102,8	0,3	- 59,7	$\Delta S < 0$
	-----	-----	-----		
	748,7	501,3	218,5		

*neerslagegevens station Nijmegen

De totale afvoer over een periode van een jaar is slechts 218,5 mm. Dit is zelfs 29 mm minder dan het neerslagoverschot van 247,4 mm. Dit betekent een netto toename van de berging (infiltratie) in een potentieel kwelgebied, wat onwaarschijnlijk is. Uit navraag bij de reser-
vaatbeheerder bleek dat de afvoer in werkelijkheid hoger zal zijn. Bij

de peilverlaging in juli wordt ook de meetstuw omlaag gezet. In dat geval wordt de afvoer uit het gebied niet gemeten. Bovendien is gebleken dat een deel van de afvoer elders uit het afwateringsgebied verdwijnt (bij punt A in fig. 7). Bovendien heeft de automatische waterstandsrecorder tot eind november 1985 niet goed gefunctioneerd. Het is dus niet mogelijk om voor een periode van een jaar de gemiddelde kwelintensiteit te bepalen.

In de eerste maanden van 1986 functioneert de stuw normaal en wordt het peil gehandhaafd op het normale winterpeil. De waterstandsrecorder heeft in deze periode goed gefunctioneerd, maar bij punt A kan mogelijk water ongecontroleerd het gebied verlaten. Voor de maanden februari tot en met april 1986 mag daarom worden aangenomen dat de kwelintensiteit tenminste 0,70 mm/etm bedraagt.

De gemiddelde kwelintensiteit kan ook worden bepaald uit het afvoer-verloop van de meetstuw. De pieken in het afvoerverloop worden veroorzaakt door neerslag. Uit het uitputtingsverloop of staartverloop van de afvoer na een piekafvoer kan de min of meer constante basisafvoer afgeleid worden. Voor de maanden december 1985 tot en met april 1986 is het verloop van de neerslag (mm/etm) en de afvoer (mm/etm) in de tijd uitgezet (fig. 14). Uit het verloop van neerslag en afvoer blijkt dat de afvoer zeer snel reageert op een regenbui. De neerslag wordt waarschijnlijk ondiep en snel afgevoerd boven de leemlaag. Ook hier moet rekening worden gehouden met een onderschatting van de afvoer, zodat alleen een minimale kwelintensiteit afgeleid kan worden. In de maanden december 85 en januari 86 viel er regelmatig neerslag zodat het niet mogelijk is het uitputtingsverloop vast te stellen. Februari is bijna geheel droog, maar er is sprake van een strenge vorstperiode. De afvoer schommelt rond 0,30 mm/etm. Maart bestaat uit een lange droge periode. De basisafvoer bedraagt circa 0,60 mm/etm. In de tweede helft van april schommelt de afvoer rond 0,30 mm/etm. Als aangenomen wordt dat de basisafvoer overeenkomt met de gemiddelde kwelintensiteit in dit afwateringsgebiedje dan kan op grond van het voorgaande aangenomen worden dat de gemiddelde kwelintensiteit minimaal 0,50 mm/etm geweest moet zijn in de genoemde periode.

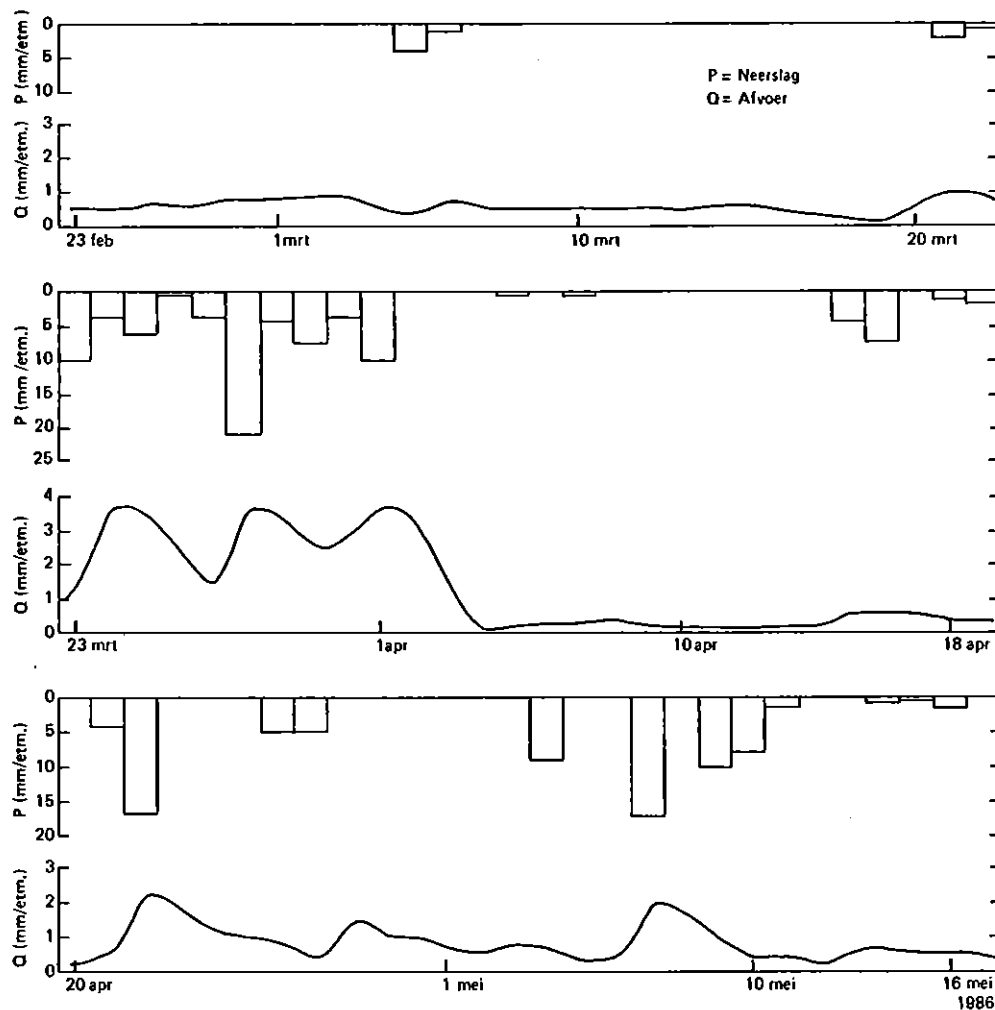


Fig. 14. Verloop van de afvoer over de meetstuw in relatie met de neerslag, voor de maanden februari tot en met mei 1986

5.3. Berekening van kwelintensiteit uit isohypsenkaarten

De methode, die toegepast wordt om kwelintensiteiten te berekenen, is afhankelijk van de geohydrologische situatie, de beschikbare gegevens en de benodigde nauwkeurigheid van de resultaten. De beschikbare gegevens in dit onderzoek hebben betrekking op de stijghoogteverdeling in de watervoerende lagen en de dikte van de verschillende pakketten. Er zijn geen gegevens over doorlatendheden (k in m/etm) voor dit gebied bekend.

Met de zogenaamde "vierkantenmethode" kan uit een isohypsenkaart voor een watervoerend pakket de netto kwel vanuit dit pakket worden berekend (o.a. WIT, 1986). Hiertoe berekent men ter hoogte van een bovenstroomse isohypse hoeveel grondwater het gebied binnenstroomt. Op dezelfde wijze wordt ter hoogte van een benedenstroomse isohypse berekend hoeveel grondwater het gebied verlaat. Het verschil tussen in- en uitstroming levert dan de kwel. Het grootste probleem bij deze methode is dat de grenzen van een gebiedje niet altijd overeenkomen met de ligging van de isohypsen. Verder moet een zeer sterke verdichting van het isohypsen patroon getekend worden als de kwelintensiteit van kleine subgebieden berekend moet worden.

De methode, die in dit onderzoek is toegepast, is gebaseerd op de eindige elementenmethode. De gebruikte methode is beschreven door WIT en TE BEEST (1987). Hier wordt volstaan met een korte beschrijving. Er wordt horizontale stroming in de watervoerende pakketten aangenomen (aanname van Dupuit) en verticale grondwaterstroming in de scheidende lagen. Het onderzoeksgebied moet opgedeeld worden in roosterpunten met onderling gelijke afstand van elkaar. Het gebied bestaat dan uit een groot aantal vierkantjes met op elke hoek een roosterpunt. De berekeningen zijn uitgevoerd met het rekenprogramma FLOWCAL. FLOWCAL is gebaseerd op een stationair hydrologisch model. In het watervoerend pakket wordt 2-dimensionaal horizontaal en in de scheidende lagen 1-dimensionaal verticaal gerekend. De invoer bestaat uit KD-waarden en stijghoogten, de uitvoer uit kwelintensiteiten en C-waarden.

In figuur 15 is de geohydrologische schematisering weergegeven. Het is mogelijk om met een 2-lagen of 4-lagen probleem te werken. In dit onderzoek zal gebruik gemaakt worden van een schematisatie in 4-lagen. De onderkant wordt begrensd door de hydrologische basis. Het programma FLOWCAL berekent voor elk roosterpunt de kwel/wegzijging vanuit en naar de watervoerende lagen. Voor de berekening in het roosterpunt 0 (fig. 15) worden de aangrenzende roosterpunten 1, 2, 3 en 4 meegenomen. De afstand tussen 2 roosterpunten is 1 meter.

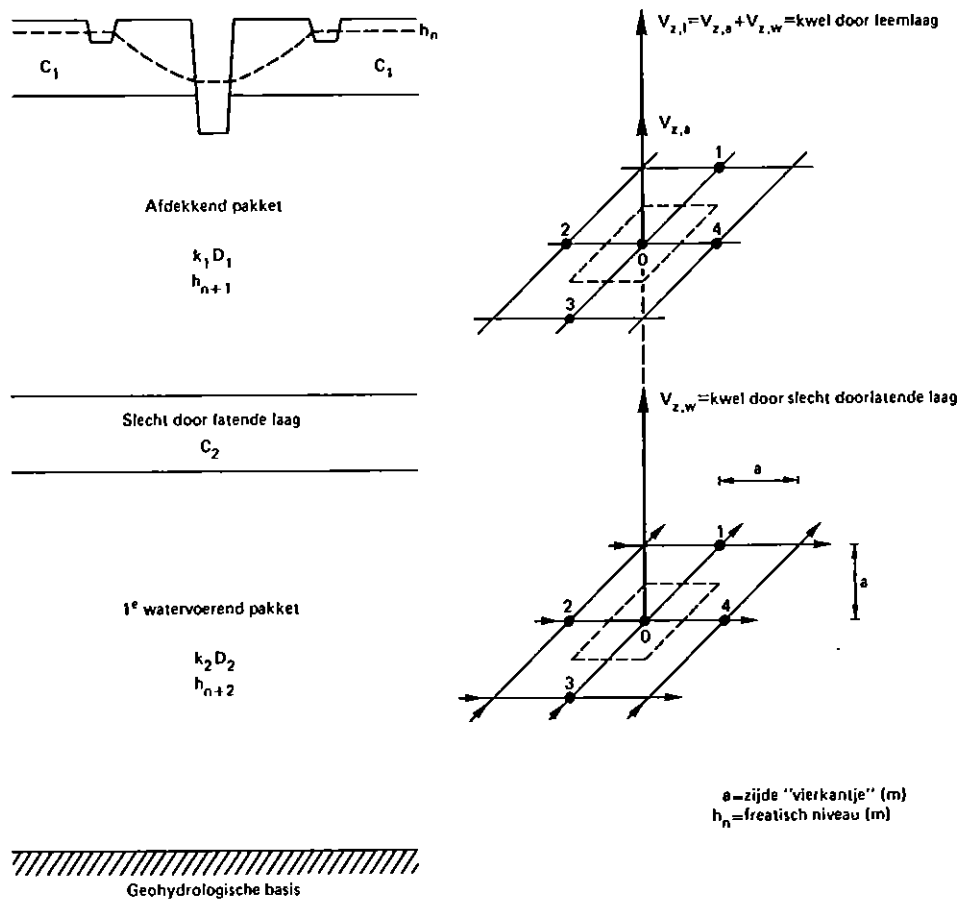


Fig. 15. Geohydrologische schematisering ten behoeve van de kwelberekeningen

De berekening gaat als volgt:

$$Q_1 = \frac{(kD_1 + kD_0)}{2} * \frac{(h_1 - h_0)}{a} * \frac{1000a}{a^2} \quad (\text{mm/etm})$$

$$Q_2 = \frac{(kD_2 + kD_0)}{2} * \frac{(h_2 - h_0)}{a} * \frac{1000a}{a^2} \quad (\text{mm/etm})$$

$$Q_3 = \frac{(kD_3 + kD_0)}{2} * \frac{(h_3 - h_0)}{a} * \frac{1000a}{a^2} \quad (\text{mm/etm})$$

$$Q_4 = \frac{(kD_4 + kD_0)}{2} * \frac{(h_4 - h_0)}{a} * \frac{1000a}{a^2} \quad (\text{mm/etm})$$

$$Q_{\text{netto}} = Q_1 + Q_2 + Q_3 + Q_4 = V_z$$

Als er sprake is van twee watervoerende lagen, zoals in dit geval, dan wordt de totale kwel door de bovenste slecht doorlatende laag (hier de leemlaag) per roosterpunt als volgt bepaald:

$$V_{z,l} = V_{z,w} + V_{z,a} \quad (\text{mm/etm})$$

waarin: $V_{z,l}$ = totale kwel door de leemlaag

$V_{z,w}$ = netto kwel uit het eerste watervoerende pakket

$V_{z,a}$ = netto kwel uit het afdekkend pakket

De verticale weerstand (C) van de scheidende laag of afdekkende laag wordt als volgt berekend:

$$C = \frac{h(n+1) - h(n)}{V_z} \quad (\text{etm})$$

waarin: C = verticale weerstand (etm)

V_z = berekende kwelintensiteit (m/etm)

$h(n+1)$ = stijghoogte in het watervoerend pakket (m)

$h(n)$ = stijghoogte in het bovenliggende watervoerend pakket
of freatisch niveau (m)

Het is ook mogelijk om de berekening van de C-waarde uit te voeren met 8 aanliggende roosterpunten. Dit laatste is gedaan als de indeling van het netwerk niet afgestemd is op de beschikbare hydrologische gegevens.

5.4. Bepaling van de invoergegevens voor kwel/wegzijgingsberekening

Voor de berekeningsmethode, zoals besproken in 5.3, zijn gegevens nodig betreffende de geohydrologische opbouw van de ondergrond, kD-waarden en stijghoogten van het grondwater in watervoerende lagen en stijghoogten van het freatisch vlak. De kD-waarden zijn niet tijdsafhankelijk, de stijghoogten echter wel. Over het gebied is een net-

werk van roosterpunten gelegd met een afstand van 100 m, zodat de oppervlakte van een vierkantje 1 ha is. Voor elk roosterpunt, vastgelegd in het X-Y stelsel van het landelijk coördinatennet, moeten deze gegevens ingevoerd worden.

De stijghoogten in de watervoerende lagen en het freatisch niveau kunnen eventueel per roosterpunt worden berekend met het computerprogramma, mits voldoende waarnemingspunten met bijbehorende stijghoogten beschikbaar zijn. Met het plotprogramma (PLOTZH) kan dan een isohypsenkaart worden getekend, waaruit de stijghoogten in de roosterpunten worden berekend. Door het geringe aantal waarnemingspunten in het eerste watervoerend pakket en de vele waterlopen die meegenomen moeten worden bij het afdekkend pakket is deze methode hier minder geschikt. Alleen als een groot aantal punten, verkregen door eigen interpretatie, wordt opgegeven dan kan het juiste isohypsenbeeld door de computer worden berekend. Op grond van het voorgaande is besloten om via interpolatie uit de isohypsenkaart de stijghoogte per roosterpunt te bepalen. Dit is voor twee data (14-11-86 en 29-09-86) en voor beide watervoerende lagen gedaan. Om de weerstand van de leemlaag te kunnen berekenen moet ook per roosterpunt het freatisch peil opgegeven worden. Voor een nauwkeurige opgave per roosterpunt zijn echter niet voldoende meetpunten aanwezig, zodat de weerstand van de leemlaag niet voor het gehele gebied kan worden berekend.

De kD -waarden voor dit gebied zijn niet bekend. In par. 4.4 is reeds melding gemaakt van het feit dat er in 1973 een pompproef is uitgevoerd (RID, 1973). Maar door de geringe toestroming was het niet mogelijk hieruit een kD -waarde te berekenen. Dit betekent dat voor zowel de dikte (D) als de doorlatendheid (k) van de watervoerende lagen een schatting moet worden gemaakt, bijvoorbeeld op grond van boorgegevens. De dikte van de watervoerende lagen (D) is af te leiden uit de geohydrologische schematisatie in par. 4.4, waar onderscheid is gemaakt in een eerste watervoerend pakket (dikte D_2) en een afdekkend pakket (dikte D_1). De kwel/wegzijgingsberekeningen zijn in eerste instantie uitgevoerd voor drie schematische gevallen:

- a. Constante dikten van het watervoerende deel van het afdekkende pakket ($D_1=5$ m) en het eerste watervoerende pakket ($D_2=25$ m).
- b. Constante dikte van het watervoerende deel van het afdekkende pakket ($D_1=5$ m) en variabele dikte van het eerste watervoerende pakket, ontleend aan de geologische boorbeschrijvingen en ingedeeld in klassen van 10-15 m ($D_2=12,5$ m), 15-20 m ($D_2=17,5$ m) en >20 m ($D_2=22,5$ m).
- c. Variabele dikten van zowel het watervoerende deel van het afdekkende pakket als het eerste watervoerende pakket, ontleend aan de geologische boorbeschrijvingen. Voor het afdekkende pakket is een indeling gemaakt in klassen van 2,5-5,0 m ($D_1=3$ m), 5,0-7,5 m ($D_1=6$ m) en >7,5 m ($D_1=8$ m). Voor het eerste watervoerende pakket is dezelfde klassenindeling gemaakt als voor geval b.

De berekeningen hebben aangetoond, dat de schematiseringen volgens a en b leiden tot belangrijke verschillen in kwelintensiteit vergeleken met de schematisatie volgens c. Deze laatste schematisatie benadert uiteraard de werkelijkheid het best. Dit betekent dat het niet geoorloofd is om met vereenvoudigde schematisaties volgens a of b te werken. De in par. 5.5 gepresenteerde kwelintensiteiten zijn daarom berekend met de onder c gegeven schematisatie.

De doorlatendheid (k) is, omdat geen andere gegevens beschikbaar waren, geschat met behulp van de U-cijfers, zoals deze in het veld zijn geschat tijdens het boren. Voor het eerste watervoerend pakket leverde dit een gemiddelde doorlatendheid van circa 20 m/etm. Hiermee zijn enkele berekeningen uitgevoerd.

Een betere methode om de k-waarde te schatten uit U-cijfers is beschreven door WIT en DE RIDDER (1965). Daarbij worden correctiefactoren voor slibgehalte, sorteringsgraad en grindpercentage ingevoerd. De k-waarde wordt berekend als:

$$k = \frac{54000 * A * B * C}{U^2} \quad \text{m/etm}$$

waarin: k = doorlatendheid in m/etm

U^2 = specifiek oppervlak

A,B,C = correctiefactoren voor respectievelijk sorteringsgraad, slibgehalte en grindpercentage

Deze methode is toegepast voor de vier ICW boorpunten. De resultaten staan vermeld in tabel 3.

Tabel 3. kD-waarden en gemiddelde doorlatendheid voor vier boorpunten in het natuurreservaat "De Bruuk"

boorpunt	eerste watervoerend pakket			afdekkend pakket		
	kD m ² /etm	D m	gem.k m/etm	kD m ² /etm	D m	gem.k m/etm
ICW1	389	23.5	16	51	5.0	10
ICW2	300	20.2	15	102	6.3	16
ICW3	106	10.5	10	31	4.8	7
ICW4	590	21.0	28	61	5.0	12

De gemiddelde doorlatendheid varieert nogal. De zeer hoge waarde in boorpunt ICW4, welke buiten het natuurreservaat is gelegen, wordt veroorzaakt door een hoog grindpercentage. In de richting van "De Bruuk" neemt de doorlatendheid af. Op grond van deze methode kan een doorlatendheid van 10 à 15 m/etm voor het eerste watervoerend pakket ter plaatse van het natuurreservaat worden aangenomen. De doorlatendheid in het afdekkend pakket zal circa 10 m/etm of minder bedragen, vooral omdat hierin nogal wat storende veen- en/of leemlaagjes voorkomen. Een andere methode om de doorlatendheid (k) te schatten is het relateren van de grondwaterflux aan de infiltratie bovenstrooms. Eerder is reeds gesteld, dat het stuwwalcomplex een infiltratiegebied is. Aangenomen kan worden dat het neerslagoverschot van dit gebied geheel door het eerste watervoerende pakket wordt afgevoerd. Dit betekent dat de totale grondwaterflux, die een isohypse passeert, gelijk moet zijn aan de infiltratie in het bovenstrooms gelegen gebied. De totale grondwaterflux is gelijk aan:

$$q_1 = kD * \frac{dh}{dl} * L * 365 \quad (m^3/jaar)$$

en de infiltratie in het bijbehorende bovenstroomse voedingsgebied is gelijk aan:

$$q_2 = N * A \quad (\text{m}^3/\text{jaar})$$

en aangezien $q_1 = q_2$ volgt hieruit:

$$kD = \frac{N * A}{L * 365 * dh/dl} \quad (\text{m}^2/\text{etm})$$

waarin: q_1 = grondwaterflux, die de isohypse passeert (m^3/jaar)
 q_2 = infiltratie in bovenstrooms voedingsgebied (m^3/jaar)
 L = lengte van de isohypse (m)
 l = stroomrichting loodrecht op isohypsen (m)
 N = netto neerslagoverschot (m/jaar)
 A = oppervlakte infiltratiegebied (m^2)

Voor de berekening is de 19 m+NAP isohypse in het eerste watervoerende pakket genomen (d.d. 14-11-86). In figuur 16 is de begrenzing van het infiltratiegebied aangegeven. De top van de stuwwal is als waterscheiding aangenomen. De totale flux, die de 19 m+NAP isohypse passeert, is bepaald met de vierkantenmethode (zie par. 5.3). Het oppervlak van het voedingsgebied(A) tussen de 19 m isohypse en de waterscheiding is 995 ha (fig. 16). Globaal bestaat het voedingsgebied voor 30% uit naald-bos, 35% uit bouwland en 35% uit grasland. Het netto neerslagoverschot is geschat op 250 mm/jaar. Dit betekent een totale afvoer uit het voedingsgebied (q_2) van $2,49 \cdot 10^6 \text{ m}^3/\text{jaar}$. In tabel 4 is de totale grondwaterflux (q_1), die de 19 m isohypse passeert, weergegeven in afhankelijkheid van de dikte D en de doorlatendheid k.

Buiten de 19 m isohypse vindt nog enige oppervlakkige afvoer van water plaats. Globaal is de oppervlakte van dit gebied 127 ha. Bij een afvoer van 1 mm/etm (neerslagoverschot en kwel) betekent dit op jaar-basis een afvoer van $0,46 \cdot 10^6 \text{ m}^3$. De af te voeren hoeveelheid neerslagoverschot via het grondwater wordt dan circa $2 \cdot 10^6 \text{ m}^3/\text{jaar}$. De totale dikte van de watervoerende lagen ter plaatse van de 19 m isohypse is geschat op 40 meter. Dan volgt uit tabel 4, dat k circa 14 m/etm bedraagt.

Tabel 4. Totale flux(in $10^6 \text{ m}^3/\text{jaar}$), die de 19 m isohypse passeert, afhankelijk van de dikte(D) van de watervoerende lagen en de gemiddelde doorlatendheid (k)

dikte D (m)	doorlatendheid k (m/etm)						
	30	25	20	15	10	7,5	5
15	1,64	1,37	1,10	0,82	0,55	0,41	0,27
20	2,19	1,83	1,46	1,10	0,73	0,55	0,37
25	2,74	2,28	1,83	1,37	0,91	0,68	0,46
30	3,29	2,74	2,19	1,64	1,10	0,82	0,55
35	3,83	3,19	2,56	1,92	1,27	0,96	0,64
40	4,38	3,65	2,92	2,19	1,46	1,10	0,73
45	4,93	4,11	3,29	2,46	1,64	1,23	0,82
50	5,45	4,56	3,65	2,74	1,83	1,37	0,91

5.5. Gemeten stijghoogteverschillen tussen eerste watervoerend pakket en afdekkend pakket

In figuur 17 is het stijghoogteverschil tussen de filters op circa 16 m-mv en de filters op circa 3 m-mv (d.d. 14-11-86) in kaart gebracht. De kaart is samengesteld op basis van de isohypsenkaarten voor het eerste watervoerende pakket en het afdekkende pakket.

In bijna het gehele onderzoeksgebied is een kweldruk aanwezig dat wil zeggen de stijghoogte in het eerste watervoerend pakket is hoger dan die in het afdekkend pakket. De grootste stijghoogteverschillen worden gevonden rondom de waterlopen en het gebied waar de isohypsen van het eerste watervoerend pakket een sterke kromming vertonen. Verder zijn er een aantal potentiële wegzijgingsgebieden te onderscheiden (kweldruk < 0). Dit zijn gebieden in het zuidoosten en zuidwesten, en voor een deel in het noordwesten, die hoger op de flanken van de stuwwallen liggen. Op 14-11-86 zijn er vrijwel geen potentiële wegzijgingsgebieden in "De Bruuk" zelf. De stijghoogteverschillen in september (29-09-86) laten echter zien dat dan plaatselijk wegzijging naar het eerste watervoerend pakket kan optreden.

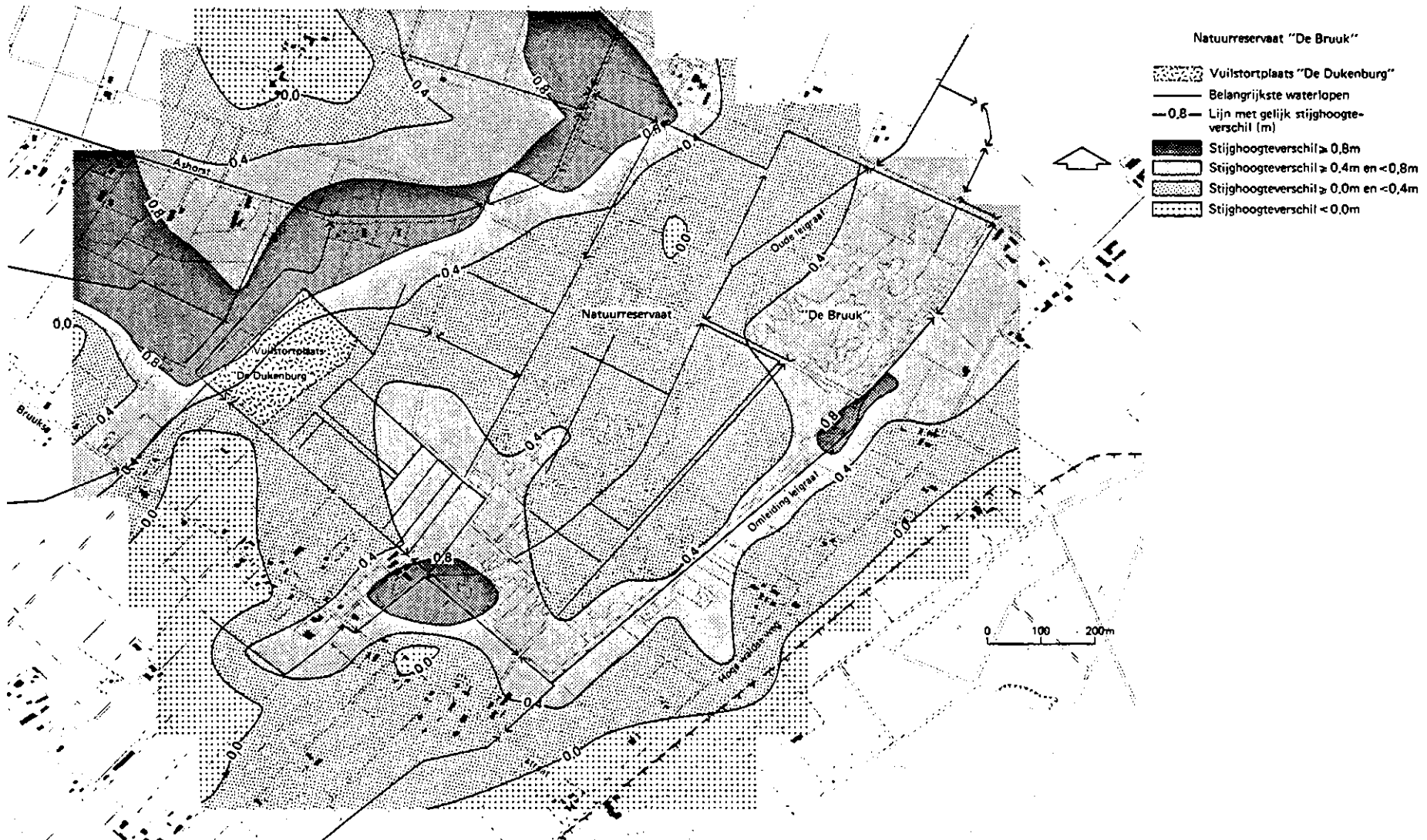


Fig. 17. Stijghoogteverschillen tussen het eerste watervoerende pakket (16 m-mv) en het afdekkende pakket (3 m-mv)
dd. 14-11-86 (>0 =kwel, <0 =wegzijging)

Stijghoogteverschillen van minder dan 10 cm zijn niet erg nauwkeurig vanwege mogelijke fouten bij het opnemen van waterstanden en schattingsfouten bij het intekenen van de isohypsen. Voor de eerder genoemde wegzijgingsgebieden in "De Bruuk" zijn de stijghoogteverschillen gering. Voor gebieden met een kweldruk van $+0,10$ à $-0,10$ m is daarom het optreden van kwel of wegzijging minder nauwkeurig aan te geven.

Aan de oostkant langs het Reichswald zijn weinig meetgegevens beschikbaar, waardoor de isohypsenkaarten daar minder betrouwbaar zijn. De resultaten met betrekking tot kwel/wegzijging op grond van stijghoogteverschillen moeten daarom aan de oostrand met enige terughoudendheid geïnterpreteerd worden.

5.6. Berekening van de intensiteit van kwel en wegzijging

Bij de berekening van kwelintensiteiten met FLOWCAL kunnen twee gevallen worden onderscheiden, namelijk kwel vanuit het eerste watervoerend pakket door de scheidende laag op circa 10 m-mv, en kwel vanuit het afdekkend pakket door de leemlaag of rechtstreeks naar het oppervlaktewater op plaatsen, waar de leemlaag doorsneden wordt door waterlopen.

De berekeningen zijn uitgevoerd voor de in par. 5.4 genoemde schematisatie (c) met betrekking tot de dikten (D_1, D_2) van de watervoerende lagen. De kwelintensiteit is berekend met verschillende k-waarden, waarbij is aangenomen dat de doorlatendheid in het gehele gebied gelijk is. Voor de doorlatendheid in het afdekkend pakket (k_1) is uitgegaan van 5 en 10 m/etm en voor de doorlatendheid in het eerste watervoerend pakket (k_2) van 5, 7,5, 10 en 15 m/etm.

In figuur 7 zijn drie subgebieden aangegeven waarvoor de gemiddelde kwelintensiteit is berekend. Subgebied 1 komt overeen met het gebied waarvoor eerder de waterbalans is bepaald. Subgebied 2 omvat het populierenbos in het natuurreservaat en subgebied 3 is een strook van circa 75 m aan weerszijden van de diepe landbouwsloot. In tabel 5 is een overzicht gegeven van de gemiddelde kwelintensiteit, berekend voor de verschillende subgebieden, in relatie met de gekozen k-waarden.

Tabel 5. Gemiddelde kwelintensiteit (in mm/etm) door de leemlaag en de slecht doorlatende laag op 10 m-mv (d.d.14-11-86), voor drie subgebieden in afhankelijkheid van de k-waarden (k_1, k_2)

Doorlatend- heid* (m/etm)	Gemiddelde kwelintensiteit (mm/etm)					
	subgebied 1		subgebied 2		subgebied 3	
	leem- laag	sl.doorl. laag	leem- laag	sl.doorl. laag	leem- laag	sl.doorl. laag
$k_1=10 \ k_2=15$	1.85	2.03	3.60	3.81	4.71	2.75
$k_1=5 \ k_2=15$	1.94	2.03	3.71	3.81	3.73	2.75
$k_1=10 \ k_2=10$	1.17	1.35	2.33	2.54	3.79	1.83
$k_1=5 \ k_2=10$	1.26	1.35	2.43	2.54	2.81	1.83
$k_1=10 \ k_2=7.5$	0.83	1.02	1.69	1.90	3.33	1.38
$k_1=5 \ k_2=7.5$	0.92	1.02	1.80	1.90	2.35	1.38
$k_1=10 \ k_2=5$	0.50	0.68	1.07	1.27	2.87	0.92
$k_1=5 \ k_2=5$	0.59	0.68	1.17	1.27	1.90	0.92

* k_1 =horizontale doorlatendheid afdekkend pakket

k_2 =horizontale doorlatendheid eerste watervoerend pakket

Uit tabel 5 blijkt dat de gemiddelde kwelintensiteit vrijwel lineair toeneemt met de doorlatendheid van het eerste watervoerend pakket. In subgebied 1 en 2 bepaalt de kwelintensiteit door de scheidende laag op 10 m-mv grotendeels de netto kwelintensiteit door de leemlaag. Dit betekent, dat extra toevoer van grondwater via het afdekkende pakket van weinig betekenis is. De variatie in k_1 -waarden heeft daarom ook weinig effect op de berekende kwel. In subgebied 3 is de kwel door de leemlaag aanzienlijk groter dan de kwel vanuit het eerste watervoerende pakket. Hier is dus sprake van een belangrijke toestroming vanuit het afdekkende pakket. Dit wordt veroorzaakt door de drainerende werking van de diepe landbouwsloot. De variatie in k_1 -waarden heeft daarom een belangrijk effect hier.

Op grond van eerdere schattingen (par. 5.4) is de doorlatendheid van het eerste watervoerend pakket (k_2) ca. 10-15 m/etm. Als aangenomen wordt dat de doorlatendheid (k_1) van het afdekkend pakket 5 m/etm is, dan is de gemiddelde kwelintensiteit door de leemlaag in subgebied 1

1,3-1,9 mm/etm. Uit de waterbalans en basisafvoer voor subgebied 1 (zie 5.2) bleek dat de gemiddelde kwelintensiteit minimaal 0,70 mm/etm moet zijn. Deze waarde heeft echter betrekking op een voorjaarsperiode, terwijl de in tabel 5 vermelde resultaten zijn gebaseerd op een najaarstoestand (14-11-1986). Overigens blijkt uit tabel 1 (par. 4.3.3), dat de stijghoogteverschillen tussen ondiep en diep grondwater in subgebied 1 (filters ICW3) niet veel verschillen als najaar (14-11-86) en voorjaar (15-4-87) met elkaar worden vergeleken. De kwelintensiteit van 0,70 mm/etm, vastgesteld uit de waterbalans voor subgebied 1, is niet erg nauwkeurig, omdat de afvoer van water uit het gebiedje niet uitsluitend via de meetstuw heeft plaats gevonden. Daarom lijkt de hier berekende kwelintensiteit van 1,3 à 1,9 mm/etm meer realistisch.

Voor enkele gevallen is de gemiddelde kwelintensiteit ook berekend met 8 omliggende roosterpunten. Er vindt dan een aanzienlijke afvlakking van de verschillen plaats. De kwel door de scheidende laag (10 m-mv) neemt dan af in subgebied 1 en 2, maar neemt toe in subgebied 3. De berekeningen zijn ook uitgevoerd voor 29-09-86. De resultaten komen redelijk overeen met de gepresenteerde resultaten voor 14-11-86 (zie V.D. HULST, 1987).

Aangezien de k-waarde voor het watervoerend pakket volgens twee onafhankelijke methoden geschat is op circa 15 m/etm is hier tenslotte meer gewicht aan gegeven, dan aan de berekening van kwel voor het waterbalansgebiedje (vanwege de vele onnauwkeurigheden). Uiteindelijk is daarom de kwelintensiteitenverdeling berekend met $k_1=5$ m/etm en $k_2=15$ m/etm. Voor de subgebieden 1, 2 en 3 is de kwelintensiteit dan respectievelijk 1,9, 3,7 en 3,7 mm/etm.

In figuur 18 is de kwel door de slecht doorlatende laag op circa 10 m-mv voor het natuurreservaat in kaart gebracht. Voor het grootste deel van het natuurreservaat wordt kwel berekend door deze scheidende laag. Deze kwelkaart komt redelijk overeen met de stijghoogteverschillen over de slecht doorlatende laag (fig. 17). De berekende wegzijgingszones zijn echter groter dan op grond van het stijghoogteverschil verwacht mocht worden.

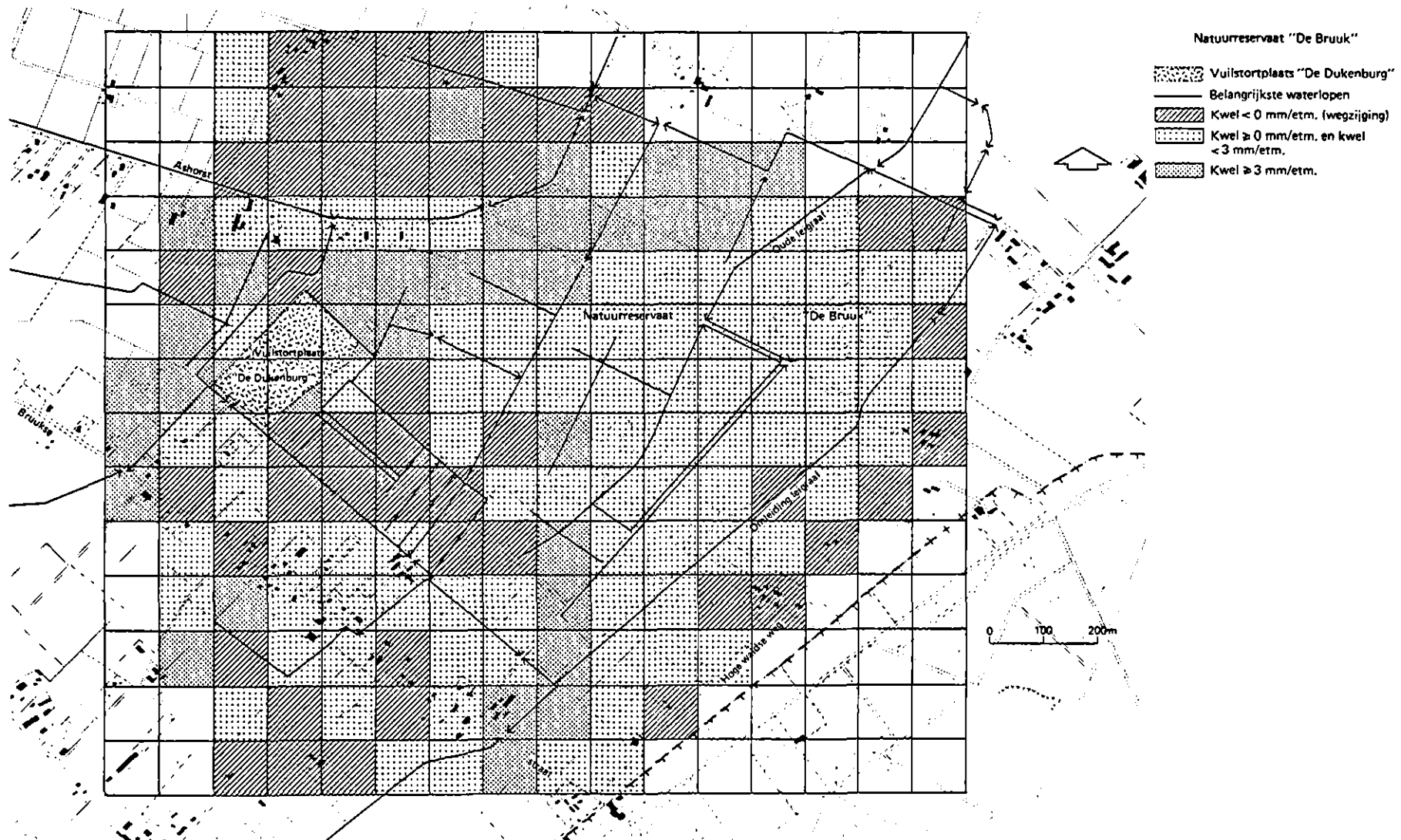


Fig. 18. Kwelintensiteit door de slecht doorlatende laag op 10 m-mv, berekend met FLOWCAL met de gegevens $k_1=5$ m/etm en $k_2=15$ m/etm

De hoogste kwelintensiteit (> 5 mm/etm) komt voor in een strook van 200 m langs de diepe landbouwsloot, welke langs het natuurreservaat loopt van het zuidwesten naar het noordoosten. Ook de vuilstortplaats ligt in deze strook met hoge kwelintensiteit. In het zuidoosten van het natuurreservaat is ook een gebied met relatief hoge kwel aanwezig langs de omleiding Leigraaf. Wegzijging naar het eerste watervoerende pakket vindt plaats ten oosten van het stortterrein, aan de oostrand van het onderzoeksgebied en in een gebied ten noordwesten van het natuurreservaat.

In figuur 19 is de berekende kwel door de leemlaag weergegeven. De strook met de hoogste kwel is enigszins in de richting van de diepe landbouwsloot verschoven. Verder valt op dat rondom de waterlopen aan de zuidoost en oostzijde van het natuurreservaat de kwelintensiteit hoger is. Een deel van deze kwel zal rechtstreeks in deze waterlopen verdwijnen en niet in het natuurreservaat terecht komen.

Ten oosten van het afvalstortterrein wordt een vrij groot wegzijgingsgebied berekend. Uit de stijghoogtewaarnemingen (ICW 5, B217) blijkt echter dat in dit gebied kwel vanuit het afdekkend pakket moet plaats vinden. Op dit punt is de berekening dus niet in overeenstemming met de werkelijkheid. Waarschijnlijk moet de oorzaak gezocht worden in de isohypsenkaart van het eerste watervoerende pakket (nog te weinig waarnemingspunten in dit pakket). In het natuurreservaat is voor een drietal gebiedjes langs de omleiding Leigraaf wegzijging berekend. Op deze plaatsen zal het neerslagoverschot infiltreren en naar de omleiding Leigraaf worden afgevoerd.

De greppel aan de NO-zijde van het stortterrein, die via S22 op "De Bruuk" afwatert, ligt in een gebied met veel kwel. Percolatiewater, dat via deze greppel wordt afgevoerd, zal sterk verdund worden met kwel en neerslagoverschot. Op grond van de isohypsenkaart (fig. 11) was sprake van mogelijke wegzijging vanuit de gestuwde waterloop nabij S24. Gezien de berekende kwelintensiteit in dit gebied zal het infiltrerende water niet diep indringen in het afdekkende pakket.

Bij de berekeningen is uitgegaan van een uniforme doorlatendheid in het onderzoeksgebied. Gezien de geologische opbouw en het voorkomen van storende laagjes in het afdekkend pakket zal de doorlatendheid in werkelijkheid plaatselijk verschillen. Hierdoor kan de werkelijke verdeling van de kwel enigszins afwijken van het hier berekende patroon.

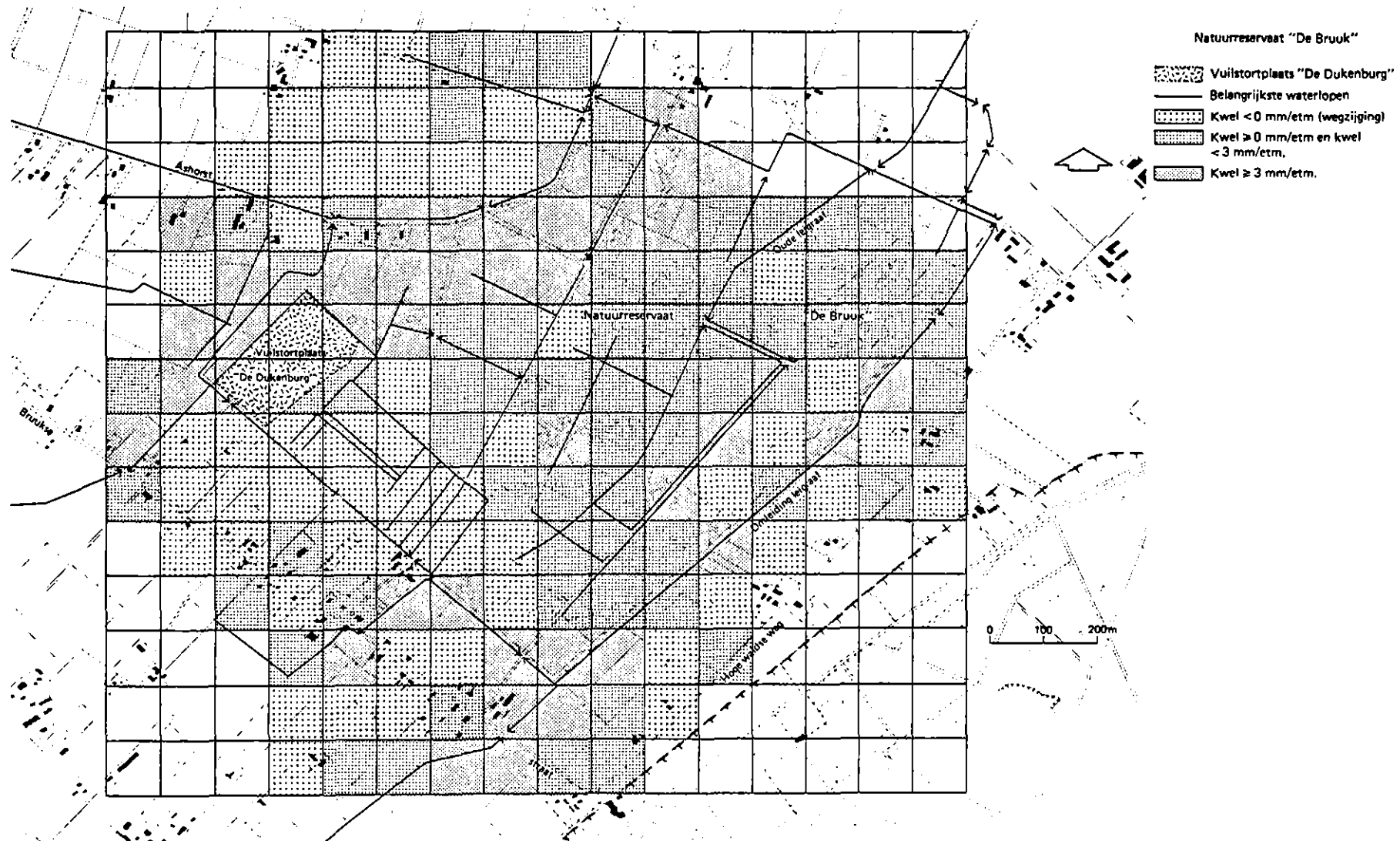


Fig. 19. Kwelintensiteit door de leemlaag op circa 2 m-mv, berekend met FLOWCAL met $k_1=5$ m/etm en $k_2=15$ m/etm

In hoofdstuk 4 is aan de hand van de stijghoogteverschillen over de leemlaag aangegeven, waar kwel of wegzijging optreedt. Het blijkt dat voor de meeste meetpunten de berekende situatie overeenkomt met de gemeten stijghoogteverschillen. Een aantal afwijkingen kunnen worden verklaard uit het feit dat het gekozen netwerk nog te grof is, waardoor bepaalde verschillen niet meegenomen worden. Bij meetpunt B217 wordt het gehele jaar door een stijghoogte gemeten die duidelijk boven maaiveld uitkomt. Op de berekende kwelkaarten ligt dit punt op de grens van kwel en wegzijging. Een andere afwijking betreft het berekende wegzijgingsgebied ten oosten van de vuilstortplaats. In werkelijkheid zal dit gebied, gezien de gemeten stijghoogteverschillen, kleiner zijn. Verder is kwel berekend rond B7, terwijl de gemeten stijghoogteverschillen wijzen op wegzijging (zie fig. 7). In dit geval lijkt het mogelijk dat de referentiehoogte van een van de filters verkeerd is ingemeten.

5.7. Weerstand van de slechtdoorlatende laag en de leemlaag

Aangezien de kwelintensiteiten berekend zijn op grond van waterbalansen in het horizontale vlak, wordt de weerstand van slecht doorlatende lagen niet gebruikt bij deze berekening. In het algemeen zal men bij kwelberekeningen uitgegaan van een bekende weerstand (C-waarde). De C-waarde kan bijvoorbeeld bepaald zijn door middel van pompproef. Bij de hier uitgevoerde berekeningen is de kwelintensiteit (V_z) en het stijghoogteverschil over de slecht doorlatende laag bekend, zodat de weerstand als volgt berekend kan worden:

$$C = \frac{h(n+1) - h(n)}{V_z} \quad (\text{etm})$$

waarin: C = weerstand van de slecht doorlatende laag (etm)

$h(n)$ = stijghoogte in het n-de watervoerende pakket (m)

h_0 = freatisch grondwaterpeil

h_1 = stijghoogte in afdekkend pakket

h_2 = stijghoogte in eerste watervoerende pakket

V_z = kwelintensiteit (m/etm)

Volgens WIT en TE BEEST (1987) is het beter om voor de berekening van C-waarden 8 omliggende roosterpunten mee te nemen om aldus onnauwkeurigheden af te vlakken. De weerstand van de slecht doorlatende laag op circa 10 m-mv is daarom berekend volgens deze methode. Voor de berekening van de gemiddelde C-waarde per subgebied zijn C-waarden kleiner dan 10 etm en groter dan 9998 etm buiten beschouwing gelaten. Tabel 6 laat de gemiddelde C-waarden zien, berekend met $k_2=15$ m/etm voor 14-11-86 en 29-09-86.

Tabel 6. Berekende gemiddelde weerstand van de slecht doorlatende laag op circa 10 m-mv voor drie subgebieden

Subgebied	C-waarde (etm)	
	14-11-86	29-09-86
subgebied 1	97	47
subgebied 2	92	64
subgebied 3	179	183

Uit deze tabel blijkt dat de weerstand van de slecht doorlatende laag niet in het gehele gebied hetzelfde is. Voor subgebied 1 en 2 is de weerstand circa 70 etm en voor subgebied 3 180 etm. De C-waarden kaart, berekend op basis van de nettotoestroming vanuit 8 omliggende punten, is weergegeven in bijlage 4. Op plaatsen waar wegzijging is berekend, terwijl de stijghoogteverschillen wijzen op een kweldruk, is geen C-waarde berekend.

De effecten van mogelijke waterhuishoudkundige ingrepen in het watervoerend pakket (bv. toename van grondwaterontrekking) zijn af te schatten met behulp van de zogenaamde spreidingslengte ($L=\sqrt{kDC}$), welke aangeeft over welke afstand invloeden te verwachten zijn. Voor "De Bruuk" geldt een globale spreidingslengte van $\sqrt{15 \cdot 20 \cdot 110}=180$ meter. De weerstand van de leemlaag kon niet worden berekend wegens het ontbreken van voldoende gegevens. Voor een aantal punten (B204, B218, B301 en B306) is de weerstand van de leemlaag berekend met behulp van het gemeten stijghoogteverschil tussen de filters onder en boven de leemlaag. De flux door de leemlaag is geschat uit de kwelkaart. De aldus berekende weerstand varieert van 50 tot 130 etm.

5.8. Conclusies

Uit de hydrologische beschrijving en de kwel/wegzijgingsberekeningen blijkt, dat de vuilstortplaats in een gebied is gelegen, waar de kwelintensiteit vanuit het eerste watervoerend pakket het hoogst is. Dit betekent dat verontreinigd percolatiewater uit het stort niet in het eerste watervoerend pakket terecht kan komen. De kwel/wegzijgingsberekeningen tonen aan dat ter plaatse van het stortterrein kwel optreedt vanuit het afdekkend pakket. Dit betekent dat het percolatiewater niet of slechts tot zeer geringe diepte kan infiltreren in het afdekkend pakket. Gezien het stromingsbeeld rondom het stortterrein zal percolatiewater, vermengd met kwelwater, voornamelijk in de richting van de diepe landbouwsloot worden afgevoerd. Aan de noordoostzijde van het stortterrein lijkt het niet geheel uitgesloten dat enige infiltratie in het afdekkend pakket kan plaatsvinden. Op grond van de isohypsenkaart zou de verontreiniging in noordoostelijke richting verplaatst worden. Maar ook in dat geval blijft de verontreiniging zeer ondiep in het afdekkend pakket aanwezig en zal in de dichtstbijzijnde sloten weer opkwellen. Waterkwaliteitsgegevens zullen hierover verder duidelijkheid moeten geven.

Vorig onderzoek heeft reeds aangetoond dat de greppels aan de oost- en noordoostzijde van het stortterrein verontreinigd zijn met percolatiewater. Dit water wordt door een hoofdwaterloop via "De Bruuk" afgevoerd. Op grond van de isohypsenkaart is aangenomen dat vanuit deze hoofdwaterloop (nr. C in fig. 7) enige infiltratie van verontreinigd water in het afdekkend pakket kan plaatsvinden. De berekende kwelintensiteit door de leemlaag en door de slecht doorlatende laag op 10 m-mv toont echter aan dat in dit gebied sprake is van een duidelijke kwelsituatie. Hierdoor zal bij eventuele infiltratie de beïnvloeding tot geringe diepte beperkt blijven.

Uit hoofdstuk 4 en 5 blijkt dat de sterk drainerende diepe waterlopen rondom "De Bruuk" veel kwelwater wegvangen, waardoor de kweldruk in het natuurreservaat is afgenomen. De kwel/wegzijging door de leemlaag (fig. 19) toont aan dat er enkele wegzijgingsgebieden aan de oost- en noordzijde van het natuurreservaat zijn. Door afname van de kweldruk in het reservaat zal het infiltrerende regenwater dieper in het afdekkende pakket indringen. Deze situatie is vooral ontstaan nadat het A-2 plan

(1973) is uitgevoerd. Daarbij is de waterloop langs de Ashorst uitgegraven en de omleiding Leigraaf aangelegd. VAN DER STEEG (1984) geeft aan dat locale veranderingen van vegetatie waarschijnlijk door afname van de kweldruk zijn veroorzaakt. Hij geeft aan dat het hier vooral om het gebied aan de oostzijde van "De Bruuk" gaat. Dit is in overeenstemming met de hier berekende verdeling van kwel en wegzijging in het gebied.

6. WATERKWALITEIT

6.1. Inleiding

Veranderingen in de grond- en/of oppervlaktewaterkwaliteit in het natuurreservaat hebben een belangrijke invloed op de ontwikkeling van de vegetatie. Daarom is het wenselijk om na te gaan waardoor eventuele veranderingen worden veroorzaakt. Een achteruitgang in de waterkwaliteit in en rondom het natuurreservaat "De Bruuk" kan in principe meerdere oorzaken hebben.

Dit onderzoek richt zich in eerste instantie op de vuilstortplaats als mogelijke vervuillingsbron voor het natuurreservaat. Op grond van de hydrologie is verondersteld dat de beïnvloeding door de vuilstortplaats beperkt zal blijven tot het oppervlaktewater in een aantal greppels en plaatselijk het ondiepe grondwater. Er zijn geen verontreinigingen in het eerste watervoerend pakket te verwachten. Om deze veronderstellingen te toetsen is het grond- en oppervlaktewater op een aantal plaatsen bemonsterd en geanalyseerd op enkele tracers, die karakteristiek zijn voor verontreinigingen afkomstig van een vuilstortplaats. Op deze manier kan aangegeven worden waar effecten van de stortplaats op de vegetatie te verwachten zijn.

Daarnaast kan de waterkwaliteit ook beïnvloed worden door atmosferische depositie. Bij het interpreteren van concentraties vooral in het ondiepe grondwater, moet hiermee rekening worden gehouden.

Door de kwelsituatie in "De Bruuk" is er sprake van toestroming van grondwater uit de omgeving. Het bodemgebruik in het bovenstroomse infiltratiegebied betreft vooral bouw- en grasland waardoor landbouwkundige beïnvloeding te verwachten is. Om hiervan een indruk te verkrijgen is ook het nitraatgehalte bepaald.

Het effluent van de RWZI wordt afgevoerd door een waterloop die voor een groot deel langs het natuurreservaat is gelegen. Deze waterloop heeft echter het gehele jaar door een sterk drainerende werking, zodat geen beïnvloeding door het effluent in het natuurreservaat te verwachten is.

6.2. Grondwaterkwaliteit in relatie met de kwaliteit van infiltrerend water

6.2.1. Samenstelling van percolatiewater van een afvalstort

De hoeveelheid percolatiewater op een afvalstortterrein is in de eerste plaats afhankelijk van het klimaat en het seizoen (neerslag-overschot). Verder zijn ook factoren als de doorlatendheid van het afval en de afdeklaag van belang, daar deze de infiltratie van water in het stort bepalen (HOEKS, 1981). De mate van verontreiniging hangt af van de samenstelling van het gestorte materiaal. In een stort vinden verschillende fysische, chemische en biochemische processen plaats. Na het storten van het afval vinden achtereenvolgens de volgende aërobe en anaërobe afbraakreacties plaats:

- a. Aërobe afbraak van organische stof, sulfide oxydatie, nitrificatie en Fe- en Mn-oxydatie, zolang nog zuurstof in het gestorte afval aanwezig is. Aërobe afbraak levert onder andere CO_2 , NO_3 , SO_4 en H_2O .
- b. Anaërobe vergisting van organische stof, reductie van nitraat, Fe, Mn, en sulfaat, zodra de zuurstof verdwenen is (meestal na enkele dagen tot weken). Anaërobe afbraak levert onder andere CH_4 , NH_4 , H_2 , alcoholen, organische zuren en vele onvolledig geoxydeerde goed oplosbare organische stoffen. Aanvankelijk, tijdens de verzuringsfase, is de organische belasting van het percolatiewater zeer hoog door de aanwezigheid van grote hoeveelheden vetzuren. Later, tijdens de methanogene fase neemt de organische belasting sterk af door omzetting van de vetzuren in methaan en koolzuurgas.

De belangrijkste verontreinigende stoffen in het percolatiewater zijn: organische stoffen met een hoog BZV en CZV (biochemisch resp. chemisch zuurstofverbruik), Cl, Fe en ammoniak-N en verder vele stoffen afhankelijk van de samenstelling van het afval. De verbreiding van de verontreiniging in het grondwater bij een vuilstortplaats kan worden vastgesteld met behulp van tracers, die karakteristiek zijn voor de verontreiniging bij stortplaatsen, zich relatief snel verplaatsen in

het grondwater en betrekkelijk eenvoudig te bepalen zijn in het laboratorium. Dergelijke tracers zijn Cl, EGV (electrisch geleidingsvermogen $\mu\text{S}/\text{cm}$), $\text{NH}_4\text{-N}$ en CZV. Het Cl-ion is een belangrijke tracer bij verontreiniging, omdat dit ion niet mee doet aan chemische reacties, afbraak of adsorptie aan bodemdeeltjes. Het electrisch geleidingsvermogen (EGV) is een maat voor het totaal gehalte aan opgeloste zouten. Chloride ionen zijn hierbij vaak dominant. In de praktijk is er daarom vaak een relatie tussen EGV en Cl-concentratie. Het chemisch zuurstofverbruik (CZV) is een indicator voor de organische belasting van het grondwater. In plaats van CZV kan echter ook het TOC-gehalte (Total Organic Carbon) worden bepaald. Ammonium ($\text{NH}_4\text{-N}$) is een karakteristieke tracer vanwege de vele stikstofverbindingen in het percolatiewater. Ammonium verplaatst zich in het algemeen langzamer in de bodem dan het Cl-ion. Deze vertraging wordt veroorzaakt door adsorptie van het NH_4 -ion aan de bodem.

Het niet verdunde percolatiewater van een afvalstort, waar huishoudelijk afval en bedrijfsafval zijn gestort, bevat volgens HOEKS (1981) circa 4000 mg Cl/l en 1500-2000 mg $\text{NH}_4\text{-N}/\text{l}$. Het geleidingsvermogen (EGV) bedraagt circa 30 000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en het chemisch zuurstofverbruik (CZV) varieert van aanvankelijk ongeveer 60 000 mg O_2/l tijdens de verzuringsfase tot later 5000 mg O_2/l tijdens de methanogene fase. De concentraties in het grondwater zijn vaak een factor 10-100 lager wegens verdunning, afbraak, adsorptie en chemische precipitatie (zie HOEKS, TOUSSAINT en LOOIJEN, 1975; TOUSSAINT en HOEKS, 1976).

6.2.2. Natuurlijke samenstelling van het grondwater

Het grondwater, dat zich in het eerste watervoerend pakket en het afdekkend pakket ter plaatse van "De Bruuk" bevindt, wordt gevoed door neerslag dat op de stuwwallen infiltreert. De samenstelling van het grondwater wordt dus bepaald door de samenstelling van het geïnfiltreerde regenwater en de processen die zich in de bodem afspelen tijdens het transport. Van groot belang hierbij is het bodemgebruik in het infiltratiegebied. In figuur 1 en in hoofdstuk 3 is een overzicht gegeven van het bodemgebruik rondom Groesbeek. In deze figuur is tevens de waterscheiding aangegeven, waarbij is aangenomen dat deze

samenvalt met de hoogste toppen van de stuwwallen. Verreweg het grootste deel van het voedingsgebied bovenstrooms van de stortplaats en "De Bruuk" is in gebruik als bouwland en grasland. Ten zuidwesten van het dorp Groesbeek ligt een bosrijk gebied met voornamelijk naaldbomen. Ook het Reichswald bestaat grotendeels uit naaldbomen.

Het infiltrerende regenwater wordt door verdamping ingedikt dat wil zeggen de concentraties aan opgeloste stoffen nemen toe tijdens infiltratie in de wortelzone. Behalve met de neerslag (natte depositie) komen ook stoffen op de bodem en de vegetatie terecht in de vorm van droge depositie (HOEKS, 1983), d.i. afzetting van gasvormige producten of stofdeeltjes op de vegetatie en de bodem zonder tussenkomst van neerslag.

Omdat het onderzoeksgebied in een kwelzone ligt, is er een relatie tussen de samenstelling van het opkwellende water en het bodemgebruik in het bovenstroomse voedingsgebied. Het grondwater stroomt namelijk volgens bepaalde stroombanen vanaf het punt van infiltratie tot de plaats waar het weer in het oppervlaktewater terecht komt. Het verloop van deze stroombanen kan globaal geschetst worden aan de hand van een zeer schematische doorsnede van het bekken en stuwwalcomplex. Bij het bepalen van dit stroombanenverloop is op grond van het stromingspatroon (zie fig. 16) radiaal-convergente stroming aangenomen, met als middelpunt het punt, waar de Leigraaf en de Groesbeek samenkomen, en een straal van 5500 m, zijnde de afstand tot de waterscheiding boven op de stuwwal. Buiten een straal van 3000 m is infiltratie aangenomen, terwijl binnen deze straal sprake is van kwel, waarbij dus ook het neerslagoverschot via het oppervlaktewaterstelsel wordt afgevoerd. Er is uitgegaan van een jaarlijks neerslagoverschot van 250 mm. Verder is een kwelintensiteitsverdeling geschat op basis van de kwelberekeningen in hoofdstuk 5. Figuur 20 laat een dwarsdoorsnede door het gebied zien met daarin het berekende stroombanenverloop. De ligging van de boorpunten is eveneens aangegeven.

Gezien de geohydrologie van het gebied vindt de meeste kwel plaats in "De Bruuk". De herkomst van het kwelwater is binnen het natuurreserveaat verschillend. Verder is duidelijk dat de verblijftijd van het grondwater in de bodem toeneemt naarmate de afstand tussen infiltratiepunt en kwelgebied groter wordt. Grondwater, dat opkwelt in de buurt van punt ICW4, heeft een veel kortere verblijftijd dan grondwater dat opkwelt rondom punt ICW3.

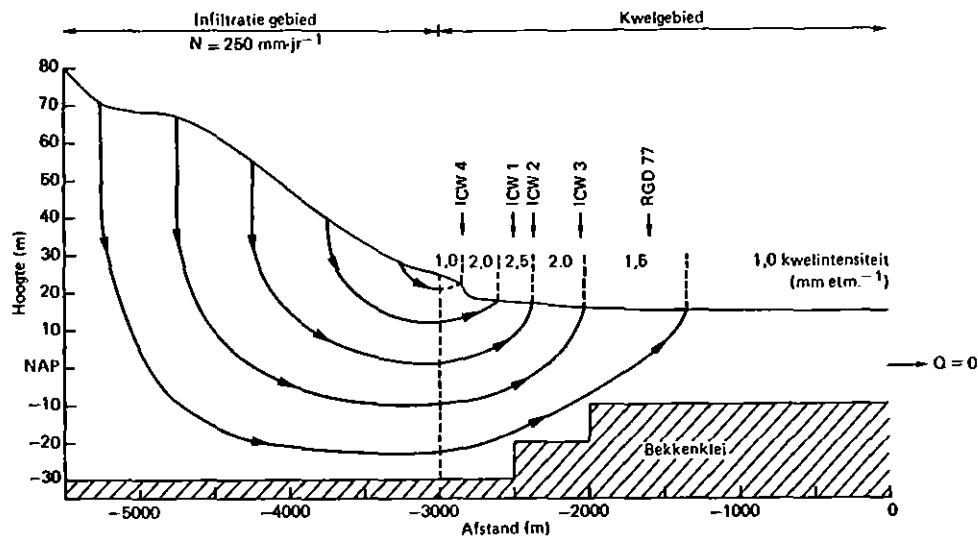


Fig. 20. Berekend verloop van stroombanen in een dwarsdoorsnede vanaf de waterscheiding op de stuwwal tot in het natuurreservaat

Gedurende het transport kunnen allerlei processen in de bodem de concentraties opgeloste stoffen beïnvloeden. Ten eerste kan door de lange verblijftijd in de bodem uitwisseling van ionen plaatsvinden tussen het grondwater en het adsorptiecomplex van de bodem. Verder kunnen slecht oplosbare calciumcarbonaten in oplossing gaan. Door dit laatste proces nemen zowel de Ca^{2+} - als de HCO_3^- -concentraties toe waardoor deze ionen sterk dominant ten opzichte van andere kationen/anionen worden. Door het in oplossing gaan van calciumcarbonaat neemt de pH toe tot waarden van 7 of hoger.

Om kwel- en infiltratieplaatsen te onderscheiden wordt wel naar het relatief Ca-gehalte gekeken (zie o.a. Kemmers en Jansen, 1980). Het relatief Ca-gehalte is het aandeel van Ca in het totaal gehalte aan kationen. Een ruwe schatting van dit relatief Ca-gehalte wordt verkregen uit de Ca- en Cl-concentraties:

$$\text{IR} = \frac{\text{Ca}}{\text{Ca} + \text{Cl}}$$

waarin: IR = ionen ratio

Ca = calciumgehalte in meq/l

Cl = chloridegehalte in meq/l

De ionen ratio geeft alleen een juiste schatting van het relatief Ca-gehalte als Ca aanwezig is als calciumbicarbonaat, terwijl de andere kationen als chloridezout aanwezig zijn. Meestal is dit niet precies het geval. In de praktijk is de ionen ratio circa 1,20 keer het relatief Ca-gehalte. Het relatief Ca-gehalte is een belangrijk gegeven voor de natuurlijke vegetatie, omdat ook de beschikbaarheid van voedingsstoffen (N,P) hier aan gekoppeld is.

De kwaliteit van het infiltrerend regenwater wordt in belangrijke mate bepaald door de natte en droge depositie. Door indamping kan het chloride gehalte oplopen tot 22-37 mg/l. Onder naaldbos kan dit nog hoger zijn, naar schatting 40-60 mg/l (HOEKS, 1983), omdat hier een sterkere indamping plaatsvindt en de droge depositie relatief hoog is. De atmosferische depositie leidt enerzijds tot bodemverzuring, maar anderzijds ook tot hoge sulfaat- en nitraatconcentraties in het ondiepe grondwater. Deze kunnen oplopen tot circa 40 mg/l SO_4 en ruim 60 mg/l NO_3 . Door denitrificatie kan de nitraatconcentratie echter snel afnemen met de diepte.

Om een indruk te krijgen van de natuurlijke samenstelling van het diepe grondwater onder de stuwwallen worden hier enkele kwaliteitsgegevens vermeld van het grondwater, zoals dat wordt opgepompt bij pompstation De Muntberg. Het pompstation is gelegen in een gebied met veel naalddhout. Het opgepompte grondwater heeft naar schatting een ouderdom van 50 à 100 jaar. De analyses hebben betrekking op een monstername d.d. 24-2-1986, en zijn genomen op een diepte van 75 m-mv (15 m-NAP). Enkele algemene kenmerken: chloride = 14,4 mg/l; nitraat = 7 mg/l; sulfaat = 19,9 mg/l; ammonium = 0,03 mg/l; EGV(20) = 180 $\mu\text{S}/\text{cm}$; pH = 7,71. In diep grondwater kan eventueel ijzer in gereduceerde vorm aanwezig zijn. Als dit water opkwelt dan wordt Fe^{2+} geoxideerd tot Fe^{3+} , dat slecht oplosbaar is en neerslaat als $\text{Fe}(\text{OH})_3$. Deze reactie veroorzaakt een bruine kleur in het oppervlaktewater, hetgeen op een groot aantal plaatsen in het natuurreserveaat is geconstateerd. Dit betekent, dat het opkwellende diepe grondwater in "De Bruuk" sterk anaëroob is. Dit lijkt niet het geval bij pompstation De Muntberg, waar nitraat en zeer weinig ijzer aanwezig is in het water. Bovendien is het opgepompte grondwater zuurstofhoudend (zie V.D. HULST, 1987).

6.3. Effect van de afvalstortplaats op de kwaliteit van het grond- en oppervlaktewater

6.3.1. Beschikbare gegevens

Om de kwaliteit van het grond- en oppervlaktewater vast te kunnen stellen is op drie data een bemonstering uitgevoerd en is een groot aantal watermonsters geanalyseerd op pH, EGV, Cl, TOC, $\text{NH}_4\text{-N}$ en NO_3 . Verder zijn ook gegevens uit vorig onderzoek beschikbaar. Het betreft analyses van het grondwater in de ondiepe peilbuizen en het oppervlaktewater (STAATSBOSBEHEER, 1985; SCHMIDT en MATHIES, 1986). In figuur 2 zijn de punten aangegeven, waar het grondwater en oppervlaktewater door het ICW is bemonsterd. Om de invloed van de vuilstortplaats op het grond- en oppervlaktewater te kunnen vaststellen is allereerst gekeken naar het voorkomen van de eerder genoemde tracers (EGV, Cl, TOC, $\text{NH}_4\text{-N}$). Daarnaast is ook de NO_3 -concentratie gemeten om eventuele landbouwkundige invloed aan te tonen. Verder is eenmalig het sulfaatgehalte bepaald. In het najaar van 1986 is een aantal keren het geleidingsvermogen en de pH van het grondwater bepaald bij de punten ICW 1 tot en met 4 en RGD77 en 78. Een aantal keren is ook het geleidingsvermogen van het oppervlaktewater op meerdere punten in en rondom het natuurreservaat gemeten. Bij de bespreking van de kwaliteit van het grondwater is een indeling gemaakt in het eerste watervoerend pakket en het afdekkend pakket. In tabel 7 is een overzicht van alle laboratoriumanalyses gegeven.

6.3.2. Kwaliteit van het grondwater in het eerste watervoerend pakket

Als er sprake zou zijn van verontreiniging in het eerste watervoerende pakket tengevolge van de vuilstortplaats, dan kan op grond van de hydrologische gegevens een schatting worden gegeven van de afstand, die deze verontreiniging intussen kan hebben afgelegd in dit pakket. Met $k_2=15$ m/etm en $i=0,003$ m/m is de verplaatsingssnelheid ter plaatse van het stort 47 m/jaar (poriënvolume 35%). Dit betekent dat een eventuele verontreiniging, na een verblijftijd van circa 10 jaar in het

Tabel 7. Overzicht waterkwaliteitsanalyses natuurreserveaat "De Bruuk"
(zie fig. 2 voor lokatie monsterpunten)

A. KWALITEIT VAN HET GRONDWATER

Concentraties zijn gemiddelden van 2 analyses (bemonstering dd. 31-3-87 en 12-5-87),
alleen S04 is slechts 1x gemeten (bemonstering dd. 12-5-87)

boorpunt	filterdiepte (m -mv.)	EGV(20) uS/cm	Cl mg/l	NH4-N mg/l	TOC mgC/l	pH	NO3 mg/l	S04 mg/l
ICW4 (ref.)	3	317	20.0	1.1	3.9	5.77	87.7	51.7
	6	330	32.7	0.6	3.1	5.90	3.7	154.6
	12	415	43.1	0.4	4.6	6.30	0.0	126.9
	16	403	39.4	0.0	3.5	6.52	59.4	65.4
	24	433	50.1	0.9	2.1	6.68	78.8	58.2
	30	411	44.3	0.9	3.6	6.96	51.4	54.2
ICW1	1.5 (1)	399	54.4	0.7	7.5	6.94	0.0	37.3
	6 (1)	289	40.0	0.7	3.8	6.74	3.8	47.9
	12	362	38.8	0.0	2.8	7.42	44.0	51.8
	16	389	39.5	0.9	2.8	7.51	47.9	51.8
	24	327	37.1	0.7	2.8	7.05	43.4	41.5
	30	345	39.9	0.0	3.1	6.97	44.0	46.4
ICW2	3.5	322	36.2	0.8	3.5	6.79	1.1	58.6
	8	317	35.0	1.0	4.2	6.81	0.0	54.9
	12.5	407	45.0	0.5	3.1	7.16	38.4	45.7
	16	431	39.7	0.6	3.1	7.53	3.1	80.2
	24	427	38.5	0.7	3.3	7.62	28.4	51.4
	30	412	37.5	0.2	2.9	7.54	0.9	83.4
ICW3	3	420	37.0	0.2	8.0	7.65	0.7	6.4
	6	332	30.0	0.2	4.5	7.72	0.0	32.9
	12	364	36.5	0.0	3.1	7.73	0.0	61.4
	16	344	35.2	0.0	4.9	7.81	0.0	57.5
	22	370	34.3	0.0	3.8	7.85	0.0	52.4
RGD77	4	244	21.5	0.3	3.5	7.68	2.0	16.2
	15	249	20.8	0.0	6.3	7.95	0.5	20.8
RGD78	2.5	272	59.4	1.7	7.0	6.45	0.2	17.9
	9	390	66.2	2.0	5.2	6.87	0.0	29.6
	29	466	76.5	0.4	3.5	5.80	0.2	27.4
ICW5 (2)	2	428	48.7	0.0	5.1	6.80	0.0	85.2
	5	390	50.4	0.2	4.4	6.67	4.3	66.2
	9	396	32.3	0.3	6.5	6.60	0.7	91.7
ICW6 (2)	2	1386	135.6	56.5	46.3	6.96	1.4	18.4
	4	311	36.1	0.5	5.5	6.97	0.0	53.3
	7	312	37.8	1.6	10.8	6.87	0.0	68.3
ICW7 (2)	2	1384	123.5	10.5	41.1	6.75	69.9	-
	4	401	44.5	0.7	4.3	6.94	0.3	-
	7	334	38.0	0.3	3.6	6.98	0.3	-
B1 (3)	1	198	9.0	0.5	28.9	6.03	0.0	-
B2 (1)	3	333	49.4	2.1	4.6	6.79	3.8	47.5
B216 (1)	3	356	39.0	0.2	3.2	7.10	0.0	46.9
B217 (1)	3	403	48.7	1.5	3.6	6.46	0.0	98.0
B4	0.5	285	22.8	0.4	16.5	6.90	0.5	5.4
B5	0-1	338	32.7	1.7	25.9	7.03	0.0	6.2
B7	0-1	454	40.4	0.2	14.7	6.91	1.0	2.6
D1 (4)	15-19	310	23.2	0.3	2.6	5.79	3.4	-

(1) gemiddelde waarde gebaseerd op 3 analyses (31-3-87, 12-5-87 en 17-6-87)

(2) bemonstering op 12-5-87 en 17-6-87

(3) slechts 1 bemonstering op 31-3-87

(4) slechts 1 bemonstering op 17-6-87

B. KWALITEIT VAN HET OPPERVLAKTEWATER

Concentraties zijn gemiddelden van 2 analyses (bemonstering dd. 31-3-87 en 12-5-87),
alleen S04 is slechts 1x gemeten (bemonstering dd. 12-5-87)

monsterpunt	EGV(20) uS/cm	Cl mg/l	NH4-N mg/l	TOC mgC/l	pH	NO3 mg/l	S04 mg/l
A	494	49.9	7.1	15.4	7.25	22.3	54.7
B	564	60.9	10.5	24.7	7.31	30.1	73.4
C	2147	217.0	87.4	79.6	7.62	28.9	9.7
D	1014	111.5	21.7	44.5	7.42	17.9	20.9
E	380	50.1	0.4	18.8	6.88	1.8	46.9
F	328	50.1	1.0	20.2	6.76	2.8	46.7
G1	295	43.5	0.9	19.5	6.69	0.0	-
G2	980	112.2	15.7	40.5	7.88	21.4	37.7
H	502	59.0	4.7	24.2	7.02	5.3	49.3
I	457	52.1	4.1	23.8	7.27	5.2	27.9
J	458	44.6	0.4	30.2	7.08	0.9	0.0
K	378	37.2	0.4	11.8	7.37	38.3	57.5

afdekkende pakket, in het watervoerende pakket een afstand van circa 600 m kan hebben afgelegd (ouderdom stort 22 jaar). In dat geval zou de verontreiniging dus zeker aantoonbaar moeten zijn in boring ICW1 en ICW2.

Om vast te stellen of de vuilstortplaats invloed heeft op de kwaliteit van het grondwater in het eerste watervoerend pakket is het grondwater in boorpunt ICW4 als referentie genomen, omdat deze boring bovenstrooms ligt en dus niet wordt beïnvloed door de stortplaats. In figuur 21 is voor een aantal punten een overzicht gegeven van de gemiddelde chloridegehalten op verschillende diepten. De overige analysesresultaten zijn vermeld in tabel 7.

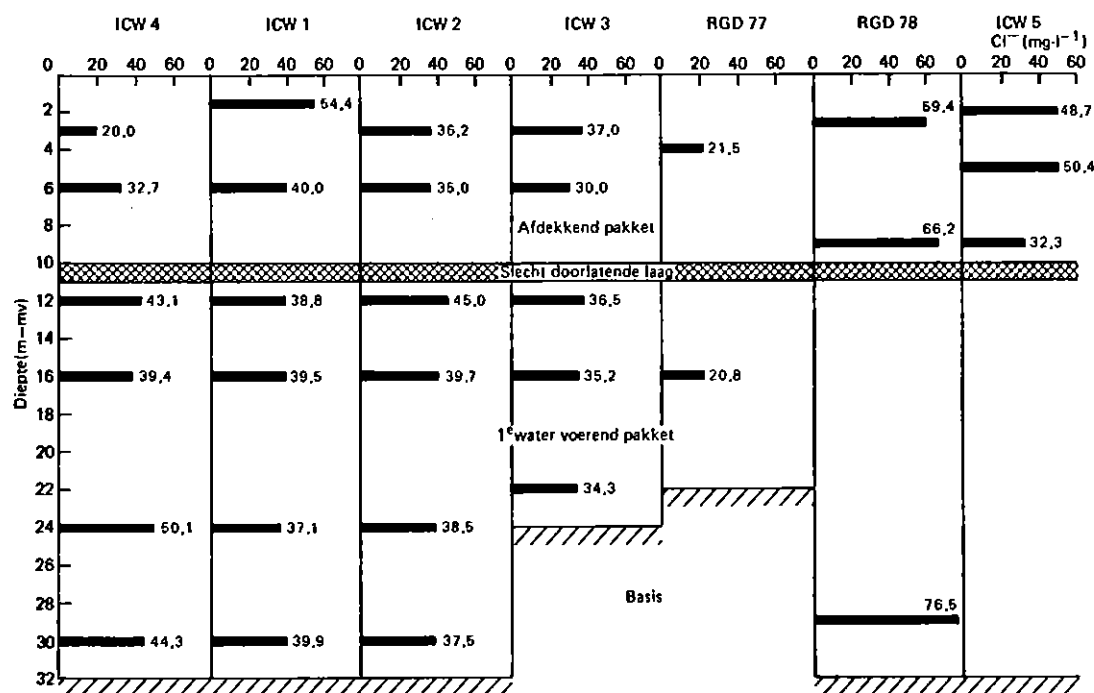


Fig. 21. Overzicht van de gemiddelde chloridegehalten in het afdekkende pakket en het eerste watervoerende pakket

Het EGV en chloridegehalte van het referentiepunt ICW4 vertonen geen duidelijk verloop met de diepte. Ter plaatse van de referentieboring heeft het grondwater in het eerste watervoerend pakket beneden 10 m-mv een EGV van circa 416 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en het Cl-gehalte is circa 44 mg/l. Benedenstrooms van de vuilstortplaats (ICW1, 2 en 3 en RGD 77) liggen de EGV en chloridegehalten in dezelfde orde of zelfs lager dan in de

referentieboring. Dit betekent, dat de vuilstortplaats geen aantoonbare invloed heeft op de kwaliteit van het grondwater in het eerste watervoerend pakket. Bij RGD 77 is het geleidingsvermogen en het Cl-gehalte zelfs aanzienlijk lager ($250 \mu\text{S}/\text{cm}$ en $21 \text{ mg}/\text{l}$). Bij RGD 78 daarentegen is het chloridegehalte in het eerste watervoerend pakket aanmerkelijk hoger dan in de referentieboring. Gezien de hydrologie van het gebied kan dit echter niet veroorzaakt worden door de vuilstortplaats.

Het totaal organisch koolstof (TOC) is een maat voor de organische belasting van het grondwater. Percolatiewater uit een afvalstort bevat zeer veel organische verontreinigingen. Door afbraak van organisch afval komen oplosbare organische stoffen vrij, die met het percolerende regenwater uitspoelen en in het grondwater terecht kunnen komen. Bij vergelijking van de TOC-gehalten bovenstrooms en benedenstrooms van de stortplaats blijkt, dat in het diepere grondwater in het eerste watervoerende pakket geen verontreiniging met organische stoffen aantoonbaar is. De gemeten waarden zijn alle zeer laag en zijn maar net detecteerbaar met de gevolgde analysemethode.

Het ammoniumgehalte in het eerste watervoerend pakket vertoont ook geen verhoging direct benedenstrooms van de vuilstortplaats. De hoogste waarde in het watervoerende pakket bedraagt $0,9 \text{ mg NH}_4\text{-N}/\text{l}$ ter plaatse van de referentieboring en deze waarde wordt elders nergens overschreden. Opvallend is dat bij boorpunt ICW3 geen $\text{NH}_4\text{-N}$ meer wordt aangetroffen in het diepere grondwater. De bij RGD78 aangetroffen verhoging van het Cl-gehalte gaat niet gepaard met een verhoging van het TOC-gehalte en $\text{NH}_4\text{-N}$ gehalte, waarmee opnieuw bevestigd wordt dat hier geen sprake kan zijn van invloed van de vuilstortplaats.

Op grond van het voorgaande kan worden geconcludeerd dat het percolatiewater van het stortterrein niet in het eerste watervoerend pakket terecht komt, zodat verplaatsing van verontreinigingen via dit pakket uitgesloten kan worden. Dit is in overeenstemming met eerdere conclusies op grond van de hydrologische situatie, waarbij bleek dat grondwater vanuit het watervoerend pakket opkwelt naar het afdekkend pakket.

6.3.3. Kwaliteit van het grondwater in het afdekkend pakket

Voor een beoordeling van de kwaliteit van het grondwater in het afdekkend pakket (pakket boven 10 m-mv) zijn alleen de filters tot 9 m-mv van belang. Gezien de kwelsituatie in "De Bruuk" en omgeving moet er rekening mee worden gehouden dat het grondwater uit het eerste watervoerende pakket invloed heeft op de kwaliteit van het ondiepe grondwater in het afdekkend pakket. In de omgeving van de stortplaats kan het grondwater in het afdekkend pakket bovendien worden beïnvloed door de stortplaats.

Volgens HOEKS (1973) is de vochtbergings in een afvalstort circa 150 mm per meter storthoogte. Op de stortplaats "Dukenburg" bedraagt de uiteindelijke storthoogte 12 m, zodat de maximale vochtbergings circa 1800 mm bedraagt. Bij een neerslagoverschot van circa 300 mm/jaar voor het stortterrein zal de vochtbergings overschreden zijn na circa 6 jaar. Aangezien het stort reeds circa 22 jaar in gebruik is, kan worden aangenomen dat reeds gedurende 15-20 jaar percolatiewater uittreedt uit het stort en infiltreert in het afdekkend pakket.

Het is te verwachten dat de kwaliteit van het ondiepe grondwater ook samenhangt met de kwaliteit van het infiltrerende neerslagoverschot, welke samenhangt met de atmosferische depositie en de toediening van meststoffen. De atmosferische depositie van chloride ligt in de orde van 60 kg/ha.jaar (1/3 natte depositie, 2/3 droge depositie), maar kan al naar gelang de vegetatie hoger of lager zijn. Op grond van deze gemiddelde depositie zou de Cl-concentratie in het infiltrerende neerslagoverschot (ca. 250 mm/jaar) circa 24 mg/l bedragen. Dit zal het geval zijn in gebieden met natuurlijke vegetatie en op gronden met een zeer geringe bemesting. Onder naaldbossen kan de Cl-concentratie wel oplopen tot 60 mg/l, vanwege hogere depositie en geringer neerslagoverschot (meer indikking door grotere verdamping). Op landbouwgronden zal naast de atmosferische depositie ook nog chloride worden toegevoegd met de bemesting. Onder bemeste percelen kan de Cl-concentratie in het bovenste grondwater oplopen tot 40 à 60 mg Cl/l en bij zware bemesting nog wel hoger (STEENVOORDEN, 1984).

Grondwaterverontreiniging door het afvalstort zal vooral tot uiting moeten komen in de ondiepe filters van de monsterpunten vlakbij het stortterrein, namelijk ICW1, ICW5, ICW6, ICW7, B216, B1, B2 en B217,

terwijl de ondiepe filters elders in het gebied als referentie kunnen dienen (zie analyseresultaten in tabel 7). Bij beschouwing van het gemiddelde chloridegehalte en het gemiddelde geleidingsvermogen valt op dat ook in het afdekkend pakket benedenstrooms van het stortterrein geen duidelijke verontreiniging is te constateren. Als wordt aangenomen dat het chloridegehalte normaal circa 35-50 mg/l bedraagt (zie diepere grondwater ter plaatse van de referentieboring), dan wordt alleen ondiep tussen het stortterrein en de diepe landbouwsloot (ICW6 en 7) een duidelijke verhoging van het Cl-gehalte aangetroffen. De gemeten waarden lopen hier uiteen van 99 mg/l tot 172 mg/l.

Het ondiepe grondwater bij referentie boring ICW4 (3 m-mv) bevat 20 mg Cl/l. Dit grasland perceel wordt zeer extensief gebruikt met weinig of geen bemesting. Het Cl-gehalte ligt daardoor relatief laag en wordt in hoofdzaak bepaald door de atmosferische depositie. Bij de overige boorpunten is dit niet het geval. Hier is sprake van duidelijk hogere Cl-gehalten in het freatisch grondwater. Het freatisch grondwater bij boorpunt ICW1 (54 mg Cl/l) is duidelijk beïnvloed door de stortplaats, aangezien ter plaatse geen effecten van bemesting mogelijk zijn. Hetzelfde geldt ook voor het ondiepe grondwater bij boring ICW5 (48,7 mg Cl/l) ten zuidoosten van het stortterrein.

Bij ICW2 en ICW3 liggen de Cl-gehalten hoger dan hiervoor berekend op grond van de gemiddelde depositie. Deze punten liggen echter onder loofbomen, waardoor de invang van droge depositie mogelijk groter en het neerslagoverschot waarschijnlijk kleiner is. Hoewel bij boring ICW5 het ondiepe grondwater waarschijnlijk in geringe mate beïnvloed is door percolatiewater van het stortterrein, wordt een dergelijke beïnvloeding niet duidelijk aangetroffen in het freatisch grondwater bij de punten B216 en B2. Het Cl-gehalte is hier wel hoger dan de eerder berekende 24 mg/l (namelijk 39 resp. 49 mg/l), maar deze verhoging kan ook veroorzaakt zijn door kwel vanuit het watervoerend pakket. Het chloridegehalte in het ondiepe grondwater bij boorpunt B217 ligt in de orde van 50 mg/l maar dit wordt zeer waarschijnlijk veroorzaakt door sterke kwel vanuit het watervoerend pakket, waar de Cl-concentraties in de orde van 35-50 mg/l liggen.

Bij vergelijking van de TOC-gehalten blijkt het TOC-gehalte bij de ondiepste filters van ICW1 en ICW3 relatief hoger te zijn, respectievelijk 7,5 en 8,0 mg C/l. Deze concentraties zijn echter zo laag, dat

geconcludeerd mag worden dat verontreiniging met organische stoffen vanuit de stortplaats hier van weinig betekenis is. In het ondiepe filter van boorpunt ICW6 en 7 tussen het stortterrein en de landbouwsloot, is wel duidelijk verontreiniging met organische stoffen geconstateerd.

Ook de NH_4 -gehalten in het afdekkend pakket tonen aan dat alleen duidelijke verontreiniging door de stortplaats geconstateerd is in het freatisch grondwater bij ICW6 en 7. De NH_4 -gehalten tonen dus evenals de TOC- en Cl-gehalten, aan dat het percolatiewater zeer ondiep afstroomt naar de diepe landbouwsloot, die aan de NW-zijde langs het stortterrein loopt. Aan de NO- en ZO-zijde is geen verplaatsing van percolatiewater via het afdekkend pakket geconstateerd. Door de aanwezigheid van sterke kwel blijven de verontreinigingen in het freatisch grondwater, zodat het grondwater beneden 3 à 5 meter niet wordt beïnvloed. Het chloridegehalte van het ondiepe grondwater uit vorig onderzoek is samengevat in figuur 22. Aan de oostzijde van het natuurreservaat zijn de chloridegehalten circa 45-55 mg/l in het ondiep grondwater. Lagere waarden komen voor in het noordoosten, nabij RGD 77, en in het zuiden buiten het natuurreservaat. Uit dit overzicht blijkt dat er elders in het natuurreservaat geen duidelijke verhoging wordt aangetroffen. Alleen bij punt B18 is het chloridegehalte 80 mg/l in het ondiepe grondwater. Gezien de hydrologie van het gebied kan dit echter niet afkomstig zijn van het afvalstort.

6.3.4. Kwaliteit van het oppervlaktewater

In figuur 2 is aangegeven op welke plaatsen bemonstering van het oppervlaktewater heeft plaatsgevonden. Om het effect van de stortplaats vast te stellen is in eerste instantie gelet op het voorkomen van de tracers Cl, EGV, TOC en NH_4 -N. Daarbij blijkt dat de greppel ten noordoosten van het stort, welke via S22 op "De Bruuk" afwatert, duidelijk verontreinigd water bevat. Juist aan de noordoostpunt van het stortterrein (monsterpunt C) loopt het chloride gehalte op tot 260 mg/l (d.d. 12-5-87). In figuur 23 is het verloop van het Cl-gehalte en het TOC-gehalte met de afstand stroomafwaarts van het stortterrein weergegeven. De afname van de concentraties met de afstand wordt ver-



Fig. 22. Overzicht van Cl-gehalten en relatief Ca-gehalten in het ondiepe grondwater op basis van kwaliteitsgegevens uit eerder uitgevoerd onderzoek

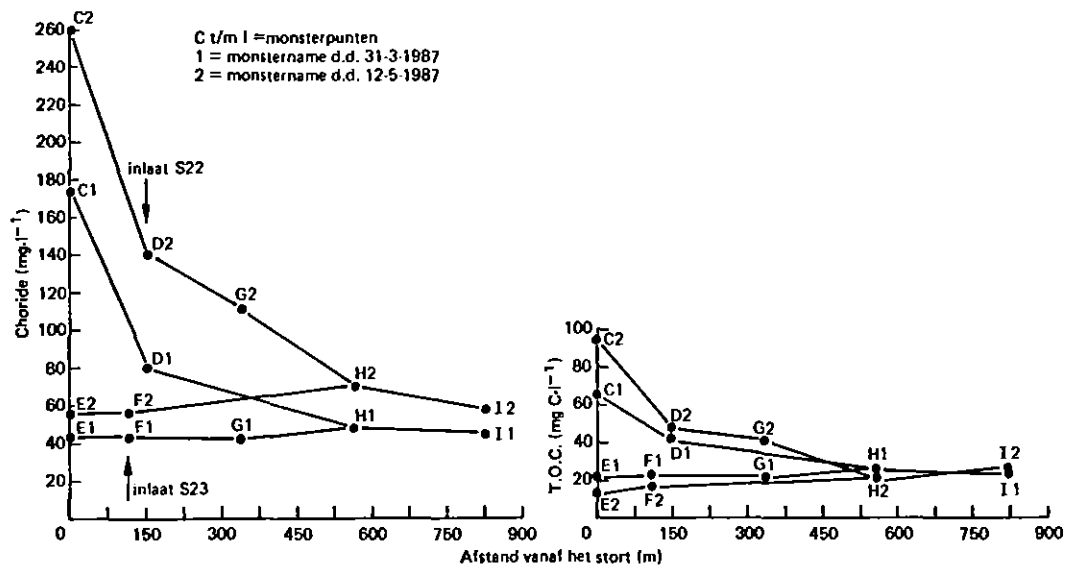


Fig. 23. Verloop van Cl⁻ en TOC-gehalten in het oppervlaktewater benedenstrooms van het stortterrein (zie voor ligging monsterpunten fig. 2)

oorzaakt door toestroming van grondwater uit het gebied benedenstrooms van de stortplaats (neerslagoverschot en eventueel kwelwater). Hoewel hier duidelijk sprake is van verontreiniging, zijn de concentraties relatief laag in vergelijking met de concentraties in percolatiewater van een stortplaats. Dit betekent dat er relatief weinig percolatiewater wordt afgevoerd via deze greppel en dat ter plaatse van het stortterrein reeds verdunning met niet verontreinigd neerslagoverschot heeft plaatsgevonden. Het blijkt dat de concentraties van het water, dat via S22 wordt ingelaten, over het algemeen 2x zo hoog zijn dan water via S23 wordt ingelaten. Bij S23 is sprake van slechts een geringe verhoging van de Cl⁻ en TOC-concentraties. Hier wordt dus zeer weinig percolatiewater afgevoerd.

Het verontreinigde water, dat via S22 in "De Bruuk" terecht komt, is afkomstig van de stortplaats waar percolatiewater via ondiepe afstroming en zijdelingse uitstroming in de greppel naast het stort terecht komt. Aan de NW-zijde van het stortterrein wordt het uittredende percolatiewater via ondiepe afstroming boven de leemlaag naar de landbouwsloot afgevoerd. Op grond van het voorgaande mag worden aangenomen dat het grootste deel van het percolatiewater in de diepe landbouwsloot aan de NW-zijde en ZW-zijde van het stortterrein terecht zal

komen. Via deze sloot wordt ook het effluent van de RWZI afgevoerd. Uit het verloop van de verschillende concentraties in deze landbouwsloot, gaande van bovenstrooms naar benedenstrooms van het stortterrein (resp. monsterpunten A en B in fig. 2), blijkt dat de concentraties van de tracers slechts in geringe mate toenemen.

Via de diepe landbouwsloot worden de volgende waterstromen afgevoerd:

- effluent RWZI: ongeveer $2000 \text{ m}^3/\text{dag}$ met een Cl-gehalte van 50 mg/l ;
- overtollig water uit het landbouwgebied ten westen van de stortplaats (via twee zijsloten): naar schatting circa 40 ha met een afvoer van 2 mm/dag (kwel + neerslagoverschot), d.i. $800 \text{ m}^3/\text{dag}$ met een Cl-gehalte van 37 mg/l ;
- kwelwater in een strook ter weerszijde van de landbouwsloot: naar schatting circa 15 ha met een afvoer van 3.5 mm/dag (kwel + neerslagoverschot), d.i. $525 \text{ m}^3/\text{dag}$ met een Cl-gehalte van 45 mg/l ;
- percolatiewater uit het afvalstort: circa 4 ha met een afvoer van $0,7 \text{ mm/dag}$, d.i. $28 \text{ m}^3/\text{dag}$ met een chloridegehalte van 2000 mg/l .

De chloride-concentratie in de sloot wordt dan berekend als:

$$\text{Cl-concentratie} = \frac{2000 \times 50 + 800 \times 37 + 525 \times 45 + 28 \times 2000}{2000 + 800 + 525 + 28} = 62 \text{ mg/l}$$

Dit betekent dat de Cl-concentratie toeneemt van 50 mg/l bij punt A tot 62 mg/l bij punt B. Als wordt aangenomen, dat de afvoer van overtollig water, kwelwater en percolatiewater hoofdzakelijk in de winterperiode plaatsvindt, dan wordt de berekende concentratie bij punt B 68 mg Cl/l . Mocht de Cl-concentratie in het percolatiewater nog hoger zijn (bijv. 4000 mg/l), dan neemt de Cl-concentratie bij B toe tot 79 respectievelijk 91 mg/l . Uit deze berekening blijkt dat het debiet en de concentraties in de diepe landbouwsloot in belangrijke mate worden bepaald door de lozing van het effluent van de RWZI. De toename van de Cl-concentratie (zie tabel 7) is met name het gevolg van de toevoer van percolatiewater uit het stortterrein, aangezien de andere waterstromen lagere Cl-gehalten hebben dan het RWZI-effluent.

De gemeten concentratietoename ligt in de orde van grootte, zoals hierboven berekend. Dit betekent dat het percolatiewater grotendeels wordt afgevoerd via deze diepe sloot. De concentraties in de sloot blijven laag dankzij de grote verdunning met effluent uit de RWZI en kwelwater uit het omliggende gebied. Behalve de toename in Cl-gehalte, is ook een duidelijke toename in het TOC- en NH_4 -gehalte geconstateerd. De toename is in mei '87 groter dan in maart '87, vermoedelijk omdat de afvoer van percolaat langer doorgaat dan de afvoer van overtollig water uit het landbouwgebied. Het NH_4 -gehalte vormt hierop een uitzondering, maar hier speelt een versterkte nitrificatie en denitrificatie bij toename van de temperatuur in het voorjaar mogelijk een rol.

Op een aantal dagen gedurende de onderzoeksperiode is vrij uitgebreid het geleidingsvermogen van het oppervlaktewater gemeten. In figuur 24 en bijlage 5 is hiervan een overzicht gegeven. De hierboven beschreven situatie wordt grotendeels bevestigd. De invloed van het stortterrein op de kwaliteit van het oppervlaktewater in de diepe landbouwsloot is niet duidelijk aantoonbaar als toename van het geleidingsvermogen. Vermoedelijk is dit toe te schrijven aan de grote verdunning met RWZI-effluent en kwelwater. In het overige deel van het natuurreservaat is het EGV circa 350-450 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Alleen in het noordoosten is het geleidingsvermogen < 300 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Uit het verloop van het EGV bij S22 en S23 (fig. 25) blijkt dat er bij S22 een vrij grote fluctuatie is in het EGV (700-1300 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Dit zal veroorzaakt worden door een variabele afvoer van neerslagoverschot uit het gebied benedenstrooms van de afvalstort bij een constante toevoer van percolatiewater. Bij S23 is het EGV weinig variabel, met een maximum van 570 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Aangezien een relatief klein deel van het percolatiewater van het stortterrein via "De Bruuk" wordt afgevoerd bestaat er in principe een mogelijkheid, dat de vegetatie in "De Bruuk" beïnvloed wordt door de vuilstortplaats. Dit betreft vooral de oevervegetatie langs de afwateringssloot. Door opstuwing van het verontreinigde water bij S22, S23 en S24 bestaat echter ook de mogelijkheid dat verontreinigd water via infiltratie in het ondiepe grondwater terecht komt. Op grond van de hydrologie is gebleken dat dit met name bij S24 kan optreden, zodat hier verontreiniging van het bovenste grondwater mogelijk is. Dit water zal vervolgens in oostelijke richting stromen. Om dit te onder-

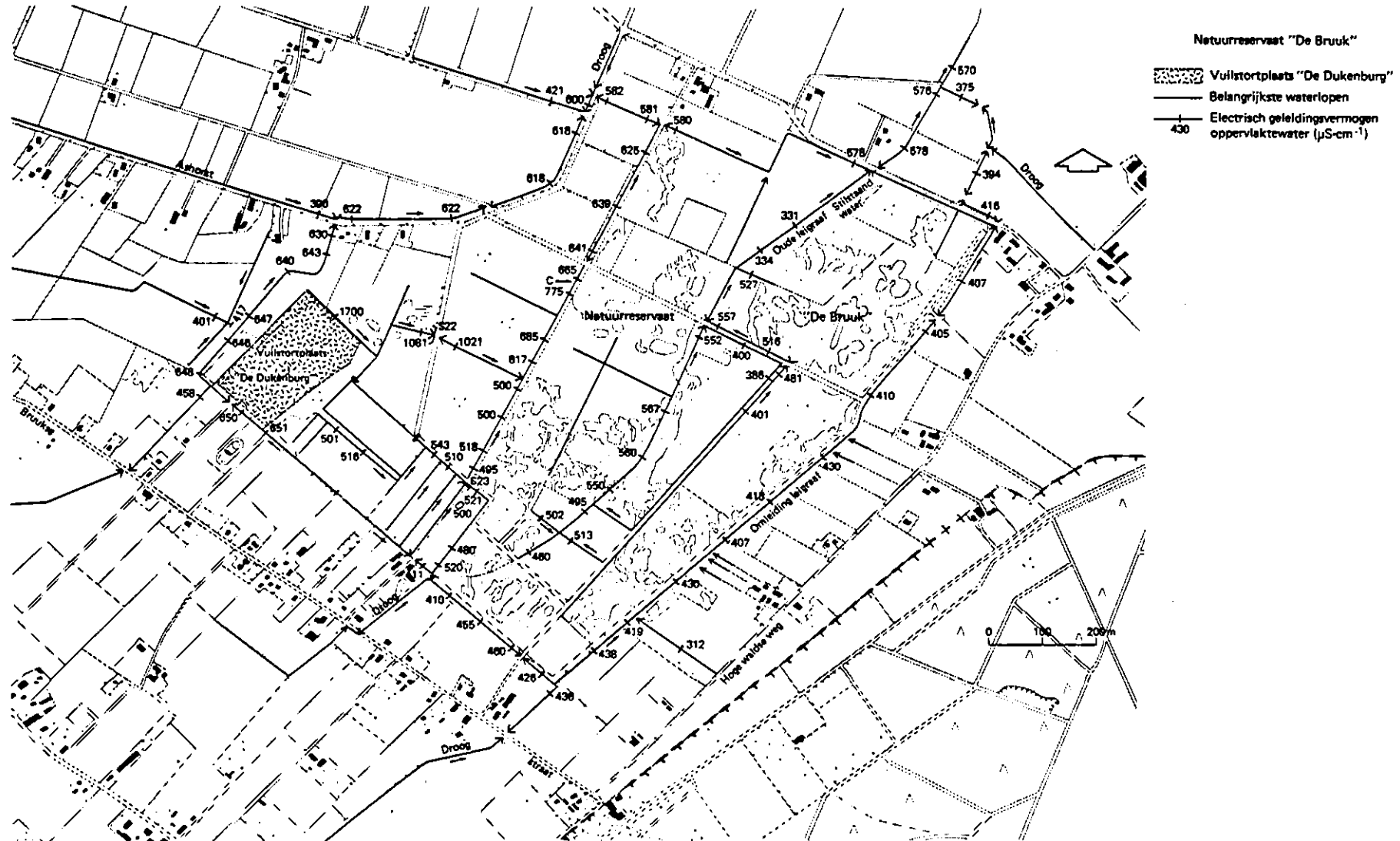


Fig. 24. Het elektrisch geleidingsvermogen (EGV) in het oppervlaktewater dd. 3-10-86

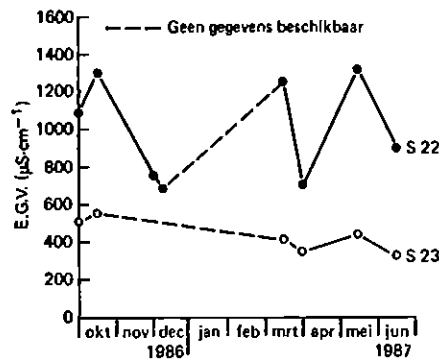


Fig. 25. Verloop van het elektrische geleidingsvermogen (EGV) in het oppervlaktewater bij de inlaatpunten S22 en S23

zoeken zijn tweemaal grondwatermonsters van filters in de buurt van deze waterloop (ICW3, B4, B5 en B7) genomen. Daarbij is ook naar gegevens van eerder onderzoek gekeken. Voor de analyse resultaten wordt weer verwezen naar tabel 7. Het chloride gehalte in de waterloop nabij S24 is circa 55-70 mg/l (punt H). Het Cl-gehalte van de filters B4 en B5 duidt echter niet op verontreiniging. Het relatief hoge TOC-gehalte in het freatisch water bij B4 moet worden toegeschreven aan weinig materiaal. De geringe verhoging van het TOC-gehalte op 3 m-mv bij het punt ICW3 (8,0 mg/l) is waarschijnlijk evenmin toe te schrijven aan infiltratie van verontreinigd water, aangezien het chloridegehalte (37 mg/l) en het $\text{NH}_4\text{-N}$ gehalte (0,2 mg/l) niet op beïnvloeding door verontreinigd water wijzen.

In het natuurgebied ten oosten van de waterloop die het percolatie-water afvoert, komen een aantal bomkraters voor. Het blijkt dat het EGV van het water in deze bomkraters zeer uiteenloopt, namelijk 200-1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Er komen zelfs op korte afstand grote verschillen voor, terwijl ook kwaliteitsverschillen met de diepte optreden. Er blijkt een zekere gelaagdheid op te treden in het water in een bomkrater, mogelijk omdat geen afvoer plaatsvindt. Onderin is het geleidingsvermogen duidelijk hoger dan bovenin. Bruinkleuring op de bodem van de bomkrater wijst op toevoer van Fe-houdend kwelwater. Op 12-5-87 is uit een bomkrater een watermonster genomen (punt J). Het chloridegehalte was 57 mg/l, het TOC-gehalte 28,4 mg/l en er was geen $\text{NH}_4\text{-N}$ aanwezig. De Cl- en TOC-gehalten zijn zelfs iets hoger dan in de sloot bij S24. Om deze reden en gezien de grote afstand tussen de sloot en de kraters

(150-200 m) lijkt een beïnvloeding door de infiltratiesloot onwaarschijnlijk. Indirecte beïnvloeding van het ondiepe grondwater door infiltratie van verontreinigd oppervlaktewater vanuit deze sloot lijkt daarom van geringe betekenis te zijn. In het geval van de bomkraters is waarschijnlijk sprake van locale beïnvloeding tengevolge van het dumpen van afval in de kraters.

6.4. Grondwaterkwaliteit in "De Bruuk" in relatie met bodemgebruik in de omgeving

6.4.1. Nitraat

Gezien de kwelsituatie in "De Bruuk" zal beïnvloeding plaatsvinden door het diepe grondwater, dat elders infiltreert (zie 6.2). Om de eventuele invloed van landbouwkundige activiteiten te kunnen vaststellen zijn alle monsters geanalyseerd op nitraat. Zoals reeds vermeld is het nitraatgehalte van het diepe grondwater ter plaatse van pompstation De Muntberg 7 mg/l. Het gebied rondom dit pompstation wordt gebruikt voor bos, met name naaldbossen. In het ondiepe grondwater onder naaldbos worden over het algemeen hogere NO_3 -gehalten gevonden (tot 50-80 mg/l; HOEKS, 1986). De veel lagere nitraatconcentratie op grote diepte is mogelijk het gevolg van denitrificatie in de ondergrond. Meer waarschijnlijk is echter dat het opgepompte water minder nitraat bevat omdat het circa 50 à 100 jaar geleden is geïnfilteerd. De atmosferische depositie van N-verbindingen was toen aanmerkelijk kleiner.

In figuur 26 zijn de nitraatconcentraties van een aantal boorpunten uitgezet tegen de diepte. Het blijkt dat in het eerste watervoerend pakket bij de punten ICW1, 2 en 4 nitraatconcentraties tot 80 mg NO_3 /l voorkomen. Deze hoge concentraties wijzen op landbouwkundige invloed, temeer daar het bovenstroomse voedingsgebied voornamelijk landbouwgebied betreft. Verder stroomafwaarts in het watervoerend pakket wordt bij de punten ICW3 en RGD77 geen nitraat meer aangetroffen. Dit is ook het geval bij het punt RGD 78. Ook in de filters boven de slecht doorlatende laag in "De Bruuk" wordt geen nitraat aangetroffen.

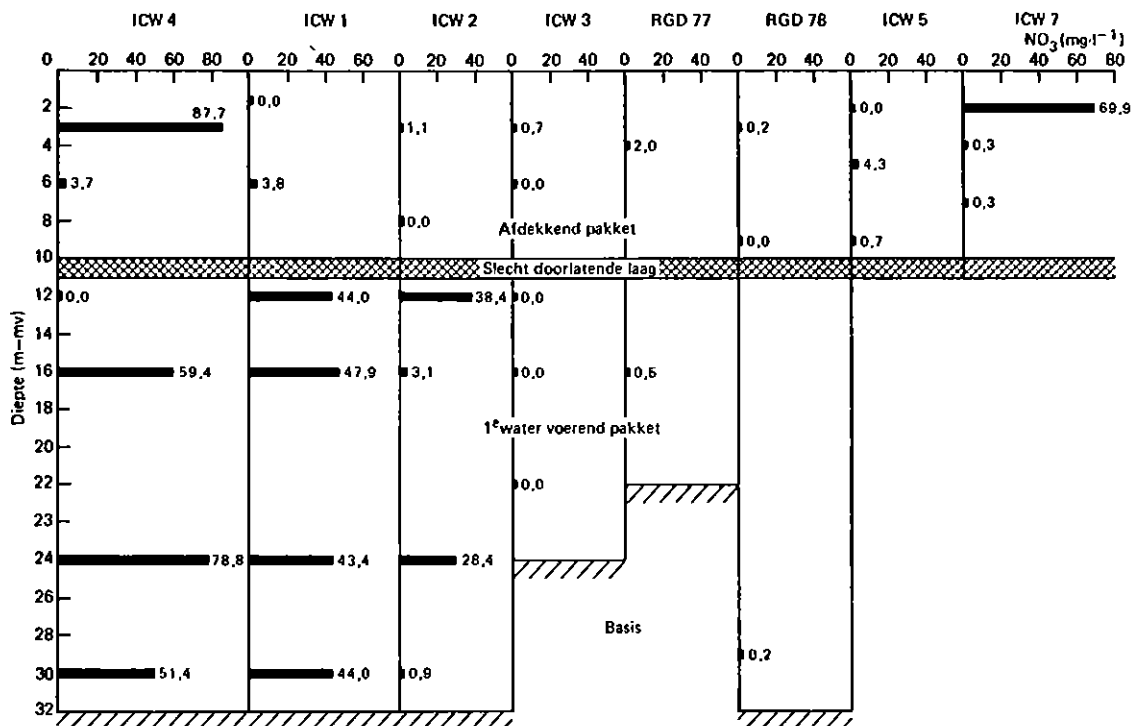
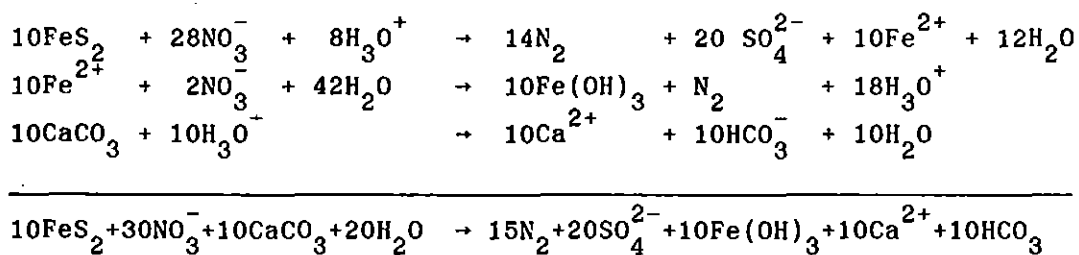


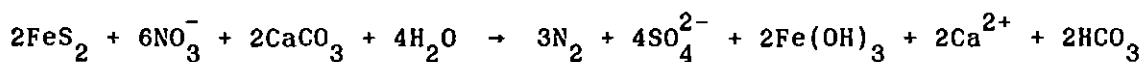
Fig. 26. Gemiddelde nitraatconcentraties ($\text{mg NO}_3/\text{l}$) in het afdekkende pakket en eerste watervoerende pakket voor een aantal monsterpunten

In de boringen, waar nitraat wordt aangetroffen, blijkt dit over de gehele diepte aanwezig te zijn. De bodemgebruikskaart (fig. 1) laat zien dat het voedingsgebied ten zuidwesten van "De Bruuk" bijna geheel uit bouwland en grasland bestaat. De grondwaterstand is daar vrij diep waardoor weinig denitrificatie in de bovengrond plaatsvindt. In de grofzandige ondergrond is de denitrificatie kennelijk zo gering dat ook op diepten van 25 à 30 m nog steeds hoge nitraatgehalten voorkomen. Verder stroomafwaarts, ongeveer ter plaatse van "De Bruuk" verandert dit vrij plotseling en verdwijnt het nitraat volledig. Wordt nader naar de nitraatgehalten op verschillende diepte gekeken, dan valt op dat bij ICW4 op 12 m-mv geen nitraat aanwezig is, terwijl dit in de diepere filters in het watervoerende pakket wel het geval is. Bij het punt ICW2 is op 16 en 30 m-mv vrijwel geen nitraat aanwezig. Dit kan niet verklaard worden door denitrificatie met behulp van organisch materiaal omdat er geen veenlaagjes in het eerste watervoerende pakket worden aangetroffen. VAN BENNEKOM (1987) wijst op een opmerkelijke toename van het sulfaatgehalte in een aantal putten waar free-

tisch grondwater wordt gewonnen. Deze stijging van 35 à 45 mg SO₄/l in 15 jaar is niet toe te schrijven aan de atmosferische depositie van sulfaat als gevolg van uitstoot van zwaveldioxide. Hij komt tot de conclusie dat de toename van het sulfaatgehalte verklaard moet worden door oxydatie van pyriet met behulp van nitraat, waarbij het nitraat wordt gedenitrificeerd. Pyriet komt vrij algemeen voor in de bodem van Oost-Nederland. Bij deze redoxreactie spelen bacteriën een rol. Deze denitrificatiereactie ziet er als volgt uit (VAN BENNEKOM, 1987):



of na vereenvoudiging



Verbruik van 1 mol nitraat komt dus overeen met produktie van 4/6 mol sulfaat. Dit betekent dat 62 mg NO₃ overeenkomt met 64 mg SO₄ (ca. 1:1). De reactie heeft een verzurend effect, althans als het Fe-ion inderdaad wordt geoxydeerd en neerslaat als Fe(OH)₃. Gebeurt dit niet dan treedt ook geen verzuring op (KNAB, 1985). Als er voldoende CaCO₃ in de bodem aanwezig is dan zal eventueel gevormd zuur worden weggebufferd. Wel neemt hierdoor de hardheid van het water toe door het in oplossing gaan van calcium.

In het kader van dit onderzoek is eenmalig het sulfaatgehalte gemeten. Er zijn geen gegevens over de hardheid van het grondwater bekend. Worden de sulfaatgehalten in het eerste watervoerend pakket vergeleken met het nitraatgehalte dan blijkt dat er een verband bestaat. In figuur 27 is het sulfaatgehalte uitgezet tegen het nitraatgehalte voor

de zone waar NO_3 verdwijnt en SO_4 wordt gevormd. De punten binnen het aangegeven gebied laten zien dat een afname van het nitraatgehalte gepaard gaat met een toename van het sulfaatgehalte. De verhouding is ongeveer 1:1 (hellingshoek 45 graden).

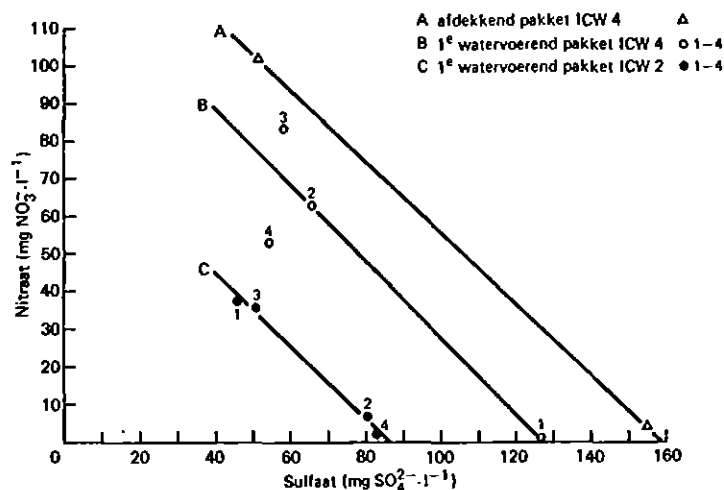
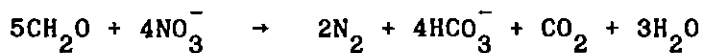


Fig. 27. Relaties tussen het nitraatgehalte en het sulfaatgehalte in het grondwater van "De Bruuk" in de zone van afnemende nitraatgehalten

Gezien de kwelsituatie bij de punten ICW1 en 2 zou verwacht mogen worden dat er ook nitraat in het afdekkend pakket aangetroffen wordt. Dat dit niet het geval is kan verklaard worden door denitrificatie met organische materiaal dat aanwezig is in de slecht doorlatende laag op circa 10 m-mv. De reactievergelijking hiervoor is (VAN BENNEKOM, 1987):



Bij afwezigheid van zuurstof zijn denitrificerende bacteriën in staat organisch materiaal te oxyderen, waarbij volgens de reactievergelijking het gehalte aan waterstofbicarbonaat toeneemt, terwijl nitraat uit het systeem verdwijnt in de vorm van moleculaire stikstof.

Het hoge nitraatgehalte bij ICW4 op 3m-mv kan op bemestingsinvloed wijzen. Gezien het extensief gebruik van dit perceel moet het nitraat echter afkomstig zijn van bovenstrooms gelegen percelen. Dit is enigszins in tegenspraak met het chloride gehalte (24 mg/l) omdat dit niet op sterke bemestingsinvloed wijst.

Juist naast het stortterrein (ICW7) wordt eveneens een hoog nitraatgehalte op 2,5 m-mv aangetroffen. Een verklaring hiervoor kan zijn dat door aëratie van het ondiepe grondwater het ammonium, afkomstig van het stort, wordt omgezet in nitraat. Dit is overigens niet het geval bij ICW6 waar de aëratie kennelijk minder gunstig is. Het laatste wordt bevestigd door de gevonden ammoniumconcentraties, namelijk 10,2 mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$ bij ICW7 en 30 mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$ bij ICW6.

Bij de punten ICW1, 2 en 4 wordt nitraat tot juist boven de geohydrologische basis aangetroffen (ca. 30 m-mv). Het grondwater op deze diepte heeft, gezien het stroombanenverloop (fig. 20), een zeer lange verblijftijd in de bodem. Als wordt uitgegaan van de schematisatie in 6.2.2. dan is het mogelijk om de verblijftijd van het grondwater te schatten. HOEKS (1977) geeft een relatie tussen de horizontaal afgelegde weg (x) en de verblijftijd in de bodem (t) voor radiaal-convergente stroming. Voor de stroombaan die op 750 m vanaf de waterscheiding begint (fig. 20) is de verblijftijd tot aan het begin van het afwateringsstelsel circa 100 jaar. Hierbij is uitgegaan van een netto neerslagoverschot van 250 mm/jaar, een effectieve porositeit van 0,40 en een gemiddelde dikte van het verzadigde watervoerend pakket van 60 m. Boven op het stuwwalcomplex is waarschijnlijk sprake van een dikke onverzadigde zone (ca. 40 m volgens SCHELLING, 1949). De verblijftijd van de stroombaan op 250 m vanaf de waterscheiding is 198 jaar. Uit de ontginningsgeschiedenis (SCHELLING, 1949) blijkt dat de hoogste landbouwgronden ten zuidwesten van het natuurreservaat in het begin van deze eeuw ontgonnen zijn. De hoge nitraatconcentraties in het gehele watervoerend pakket zijn alleen te verklaren als sinds de ingebruikname van de grond reeds nitraat is uitgespoeld.

6.4.2. Chloride

Behalve de hiervoor besproken nitraatgehalten geeft ook het chloridegehalte van het grondwater een indicatie omtrent de herkomst van het water. De gevonden chloridegehalten (35-50 mg/l) in het eerste watervoerend pakket zijn relatief hoog als ze vergeleken worden met het gehalte in het opgepompte water op de stuwwal (14 mg/l bij De Muntberg).

Van een aantal DGV/TNO punten (31 en 37) is het chloridegehalte op verschillende diepten vermeld (bijlage 2). Het blijkt dat het chloridegehalte in het pakket beneden de bekkenklei en slibrijke laag uit het Pliocene circa 12 mg/l is. De hogere waarden boven de bekkenklei moeten dus het gevolg zijn van atmosferische depositie en bodemgebruik op het stuwwalcomplex. Uit de grondgebruikskaart (fig. 1) en de stromingsrichting van het grondwater (fig. 16) blijkt dat het voedingsgebied van de punten ICW1 tot en met 4 bijna geheel uit bouw- en grasland bestaat. De punten 37 en 77 hebben voor een groot deel naaldbos als voedingsgebied. Bij 77 bedraagt het chloridegehalte boven de bekkenklei circa 20 mg/l en bij 37 tot 8 m-mv 49 mg/l, daarna afnemend van 24 mg/l tot 13 mg/l vlak boven de geohydrologische basis. Deze gegevens wijzen op het feit dat de herkomst van het grondwater aan de noordoostzijde van "De Bruuk" verschilt van die rondom het stortterrein. De gevonden chloridegehalten van 35-50 mg/l moeten grotendeels worden toegeschreven aan bemestingsinvloed (zie 6.2.2.).

Aan de oostzijde van het natuurreservaat worden, zowel in het afdekende als in het eerste watervoerende pakket, chloridegehalten van 60 tot 80 mg/l aangetroffen. Het voedingsgebied aan de oostzijde heeft een gering oppervlak en bestaat globaal voor 50% uit naalddhout en voor 50% uit bouw- en grasland. Ter plaatse van het punt D1 (fig. 16) is een watermonster van een particuliere put op 15-19 m-mv genomen. Het nitraatgehalte bleek gering te zijn (3,4 mg/l) en het chloridegehalte was 23 mg/l. Hieruit blijkt dat chloridegehalten van 60-80 mg/l niet afkomstig zijn van het landbouwgebied ten zuidoosten van het natuurreservaat, maar van gebieden in meer oostelijke richting. Een duidelijke verklaring hiervoor ontbreekt.

6.5. Overige analyses

In het kader van eerder onderzoek zijn analyses uitgevoerd van het ondiepe grondwater (o.a. SCHMIDT en MATHIES, 1987). Een belangrijke parameter is de pH van het ondiepe en diepe grondwater aangezien daaruit indicaties voor kwel of wegzijging zijn af te leiden. Het optreden van kwel is namelijk van veel belang voor de vegetatieontwikkeling in het natuurreservaat. Volgens KEMMERS en JANSEN (1980) is er een relatie tussen het Ca-gehalte en het relatief Ca-gehalte. In kwelprofielen is het relatief Ca-gehalte >70% en het Ca-gehalte meer dan 70 mg/l (lithogeen grondwater). Recent geïnfiltreerd grondwater heeft een Ca-gehalte van minder dan 10 mg/l en een relatief Ca-gehalte <50% (ombrogeen grondwater).

Uit de analyses van eerder onderzoek (SCHMIDT en MATHIES, 1987; STAATSBOSBEHEER, 1985) is voor een groot aantal meetpunten het gemiddelde Ca-gehalte en het gemiddelde relatief Ca-gehalte berekend. De resultaten zijn, samen met de Cl-gehalten, opgenomen in figuur 22. In het centrum van het natuurreservaat (B5,6 en 7) ten westen van de oude Leigraaf is het relatief Ca-gehalte >70 %. Dit is een typisch kwelgebied. Ook in het noordoosten van "De Bruuk" worden kwelprofielen aangetroffen (B303, B203 en RGD77). Bij de punten B205, B206, B218, B301 en B302 is het gemiddelde relatief Ca-gehalte lager dan 50%. Deze punten liggen alle net buiten het natuurreservaat. In alle gevallen is het Ca-gehalte 20-40 mg/l. Opvallend is dat punt B218, waar op grond van stijghoogtewaarnemingen duidelijk kwel optreedt (fig. 7), een laag relatief Ca-gehalte heeft. Dit houdt waarschijnlijk verband met de korte verblijftijd in de bodem omdat het voedingsgebied aan de oostzijde van het natuurreservaat (Reichswald) relatief klein is. Bij de overige meetpunten is het relatief Ca-gehalte 50-70% en het Ca-gehalte ligt tussen 25-100 mg/l. Dit zijn geen uitgesproken kwelprofielen maar calcium is over het algemeen wel dominant over de andere kationen.

Vergelijking van deze resultaten met de stijghoogtewaarnemingen laat zien dat een aantal duidelijke kwelplaatsen (B204, B217, B218) een laag relatief Ca-gehalte (ca. 50%) heeft. Dit kan veroorzaakt worden door een korte verblijftijd in de bodem (B218) of door het afwezig zijn van Ca-houdende mineralen in de bodem. De wegzijgingspunten B205, B206, B305 en B15 hebben een laag relatief Ca-gehalte (< 55%),

maar punt B7 heeft een relatief Ca-gehalte van 73%. Bij punt B7 moet daarom kwel optreden, temeer daar dit ook uit de berekende kwelkaart blijkt. Daarom wordt aangenomen dat het gemeten stijghoogteverschil, dat wijst op wegzijging, onjuist is tengevolge van een meetfout of een verkeerd ingemeten referentiehoogte van het filter.

In tabel 7 is een overzicht gegeven van de pH gemeten in het veld vlak na monsternamen met behulp van de zuigmethode. Met deze methode wordt mogelijk een te hoge pH gemeten door het ontsnappen van CO_2 , maar de resultaten zijn wel onderling vergelijkbaar.

Tabel 7. De pH van het grondwater op verschillende diepten in het natuurreservaat "De Bruuk". Data zijn vermeld omdat de bemonstering niet bij alle punten op dezelfde datum heeft plaats gevonden

filt.diepte (m-mv)	pH van grondwater bij verschillende monsterpunten					
	ICW4 3-10-86	ICW1 23-9-86	ICW2 3-10-86	ICW3 3-10-86	RGD77 21-10-86	RGD78 21-10-86
1,5 - 3,0	6,43	7,16	6,75	7,37	6,95	6,25
5,0 - 8,0	5,99	6,83	6,83	7,67		6,41
11,0 -12,5	6,46	7,62	7,33	7,74		
15,0 -16,0	6,66	7,42	7,30	7,84	7,10	
23,0 -24,0	6,53	7,52	7,40	7,85		
29,0 -30,0	6,74	7,27	7,48			5,60

Behalve bij RGD78 is de pH beneden de slecht doorlatende laag op circa 10 m-mv hoger dan boven deze laag. In het afdekkende pakket kan de pH enigszins verlaagd worden door menging met het zuurdere neerslagoverschot. Opvallend is dat benedenstrooms in het natuurreservaat de pH beduidend hoger is dan bovenstrooms van de vuilstortplaats (ICW4). Deze verhoging kan verklaard worden door een langere verblijftijd van het water in de bodem (meer Ca in oplossing), maar ook door oxydatie van pyriet met behulp van nitraat, waarbij mogelijk Ca in oplossing gaat (par. 6.4.1). Ter plaatse van RGD78 is de pH in het eerste watervoerend pakket vrij laag. Dit is een aanwijzing dat het grondwater aan de oostzijde van "De Bruuk" een andere herkomst en samenstelling heeft.

6.6. Conclusies

De waterkwaliteitsgegevens bevestigen het beeld met betrekking tot de verplaatsing van verontreiniging afkomstig van de vuilstortplaats, zoals dat op grond van de hydrologie reeds eerder was vastgesteld. In het eerste watervoerende pakket (beneden 10 m-mv) benedenstrooms van de vuilstortplaats worden geen verontreinigingen aangetroffen. Verplaatsing van verontreiniging over grote afstand via het watervoerende pakket zal dus niet plaatsvinden. Het grootste deel van het percolatiewater van de vuilstortplaats wordt ondiep (tot ca. 3 m-mv) afgevoerd naar een diepe landbouwsloot ten NW van het stortterrein. De verontreiniging van het oppervlaktewater in deze sloot is relatief gering omdat deze sloot ook het effluent van een RWZI en het kwelwater van het omliggende gebied afvoert. De verhouding tussen de hoeveelheden percolatiewater enerzijds en RWZI-effluent en kwelwater anderzijds is zodanig dat er slechts een geringe toename van concentraties (bijv. het chloridegehalte) optreedt.

Er vindt enige beïnvloeding plaats van het ondiepe grondwater aan de O- en NO-kant van het stortterrein. De geconstateerde verhoging van het Cl⁻, TOC- en NH₄-gehalte is echter gering. De verplaatsing van de verontreinigende stoffen via het ondiepe grondwater is beperkt vanwege de kwelsituatie. Het verontreinigd grondwater zal daarom op korte afstand weer in het oppervlaktewater terecht komen. Aan de oost- en noordoostzijde van het stortterrein zijn enkele greppels gelegen die verontreinigd water afvoeren. De afwatering van deze greppels vindt plaats via "De Bruuk". Hierdoor kan beïnvloeding van de oevervegetatie optreden. De afwateringssloot wordt op een aantal plaatsen gestuwd waardoor infiltratie van verontreinigd oppervlaktewater naar het grondwater kan optreden. De concentraties van de verontreinigende stoffen in de afwateringssloot nemen echter sterk af gedurende het transport door "De Bruuk" als gevolg van verdunning met neerslagoverschot en kwelwater.

Het bodemgebruik in het voedingsgebied van het grondwater in "De Bruuk" bestaat voor het grootste deel uit bouw- en grasland. Het gevolg hiervan is dat vooral in het zuidwesten van het natuurreserveaat hoge concentraties nitraat (50-80 mg NO₃/l) in het eerste watervoerende pakket worden aangetroffen. Verder stroomafwaarts blijkt het

nitraat te verdwijnen, vooral als gevolg van een redoxreactie met pyriet, waarbij pyriet wordt geoxideerd met behulp van nitraat en het nitraat wordt omgezet in N_2 -gas. Verder veroorzaakt deze reactie een toename van de sulfaatconcentratie en de hardheid van het grondwater. De relatief hoge chlorideconcentraties (35-50 mg/l), vooral in het ZW van het natuurreservaat, kunnen worden toegeschreven aan landbouwkundige invloed (bemesting). Omdat het chloride- en nitraatgehalte ook dieper in het watervoerend pakket relatief hoog is, moet hier sprake zijn van langdurige landbouwkundige beïnvloeding (75-100 jaar, gezien de verblijftijd van het water). Uit de waterkwaliteitsgegevens blijkt verder dat de samenstelling van het grondwater in "De Bruuk" varieert met de herkomst van het water. Er is geen duidelijke verklaring gevonden voor het feit dat aan de zuidoostzijde van het natuurreservaat de hoogste chlorideconcentraties (60-80 mg Cl/l) voorkomen. Mogelijk speelt de relatief hoge atmosferische depositie en verdamping in naaldbossen in het Reichswald hierbij een rol.

7. SAMENVATTING, CONCLUSIES EN MAATREGELEN

7.1. Samenvatting en conclusies

In dit rapport wordt een onderzoek naar de effecten van de vuilstortplaats in Groesbeek op het natuurreservaat "De Bruuk" beschreven. Het onderzoek is uitgevoerd door het Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding in opdracht van de Werkgroep Bodem van het Ministerie van Landbouw en Visserij(L&V). Het natuurreservaat "De Bruuk" (ca. 75 ha) is gelegen in een bekken omgeven door het stuwwalcomplex van Nijmegen-Groesbeek. Juist bovenstrooms hiervan ligt de vuilstortplaats 'De Dukenburg' (ca. 4 ha) van de gemeente Groesbeek. Aanleiding tot het onderzoek was, dat in bepaalde delen van "De Bruuk" een achteruitgang in de vegetatie is geconstateerd, die mogelijk verband houdt met verontreiniging door de vuilstortplaats.

Uit de geologische beschrijving blijkt dat "De Bruuk" in een glaciaal tongbekken is gelegen. Dit bekken is tijdens en na het Saaliën ijs-tijdperk door materiaal van verschillende herkomst opgevuld. Dit komt tot uiting in de geologische opbouw van de ondergrond. Op grond van de geologische opbouw en stijghoogteverdeling op verschillende diepten is een geohydrologische schematisatie van de ondergrond gegeven.

De geohydrologische basis van zowel het bekken als het stuwwalcomplex bestaat uit een slibrijke laag uit het Pliocene op circa 30 m-NAP. Ter plaatse van "De Bruuk" is onderin het bekken een kleilens aanwezig, afgezet aan het eind van het Saaliën, welke aansluit op de slibrijke laag uit het Pliocene. Gezien het grote stijghoogteverschil over deze bekkenklei moet deze als ondoorlatend beschouwd worden zodat de bekkenklei ter plaatse van het natuurreservaat als geohydrologische basis dient (bovenkant ca. 10-15 m-NAP). Boven deze basis bevindt zich een watervoerend pakket, in dikte variërend van 100 m (stuwwallen) tot 20 m ("De Bruuk"). In en rondom "De Bruuk" wordt een slecht doorlatende laag aangetroffen rond 10 m-mv. Boven deze laag ligt een afdekkend pakket, dat juist onder maaiveld wordt afgesloten door een leemlaag van 1 à 2 meter dik. De leemlaag is plaatselijk doorsneden door een aantal waterlopen welke tot in de zandondergrond reiken.

De ondergrond ter plaatse van het natuurreservaat en de vuilstortplaats is dus als volgt te schematiseren: leemlaag, afdekkend pakket (overwegend fijnzandig), slecht doorlatende laag (klei of veen), eerste watervoerend pakket (fijn en grofzandig), basis (bekkenklei). Voor het eerste watervoerend pakket en het afdekkend pakket zijn isohypsenkaarten opgesteld, waaruit de stromingsrichting van het grondwater is afgeleid. Aan de hand van de isohypsenkaarten en de stijghoogteverschillen blijkt dat zowel het natuurreservaat als de vuilstortplaats in een kwelgebied gelegen zijn. Op kleinere schaal zijn lokaal wegzijgingsgebiedjes aanwezig. Ter plaatse van de vuilstortplaats is de kweldruk zodanig dat er geen verontreiniging in het eerste watervoerend pakket terecht kan komen. Wel is het mogelijk dat er percolatiewater door de leemlaag in het afdekkend pakket kan dringen. Gezien de stromingsrichting in dit pakket zal het overgrote deel van het percolatiewater naar een diepe landbouwsloot ten W van het stortterrein afgevoerd worden.

Vervolgens is op grond van isohypsenkaarten en geschatte kD-waarden de kwelintensiteit rondom de vuilstortplaats en in het natuurreservaat berekend. Het blijkt dat de hoogste kwelintensiteit in de buurt van de vuilstortplaats voorkomt. Verder wordt voor het grootste deel van het natuurreservaat kwel berekend. Op een aantal plaatsen treedt echter ook wegzijging van neerslagoverschot door de leemlaag op. Op de hoger gelegen gronden rondom het natuurreservaat wordt eveneens wegzijging berekend.

Om het voorgaande te toetsen is tweemaal het grond- en oppervlaktewater op een groot aantal plaatsen bemonsterd. Het grond- en oppervlaktewater is geanalyseerd op enkele tracers die karakteristiek zijn voor verontreiniging afkomstig van een vuilstortplaats, namelijk elektrisch geleidingsvermogen (EGV), chloride (Cl), totaal organisch koolstof (TOC) en ammonium ($\text{NH}_4\text{-N}$). Ook het nitraatgehalte is bepaald om eventuele landbouwkundige beïnvloeding te kunnen vaststellen.

Er is geen verontreiniging aangetroffen in het eerste watervoerend pakket, waarmee bevestigd is dat verplaatsing van verontreinigingen via dit pakket (beneden 10 m-mv) niet optreedt. Alleen tussen het stortterrein en een diepe landbouwsloot ten W van het stortterrein is duidelijk verontreiniging van het ondiepe grondwater geconstateerd in het afdekkend pakket. Aan de O-zijde, waar het natuurreservaat grenst

aan het stortterrein is een zeer geringe beïnvloeding van het ondiepe grondwater geconstateerd. Het blijkt dat door aanwezige kwel het grondwater niet dieper dan tot circa 3 à 4 m-mv beïnvloed wordt. Wel wordt verontreinigd water van het stortterrein afgevoerd via het slo-
 tensysteem in "De Bruuk". Doordat eveneens neerslagoverschot en kwel via deze greppels wordt afgevoerd, vindt sterke verdunning van het percolatiewater plaats. Door deze situatie zal de oevervegetatie beïnvloed worden door verontreinigd oppervlaktewater. De waterloop, die de afwatering via "De Bruuk" verzorgt, wordt op een aantal plaatsen gestuwd zodat plaatselijk beïnvloeding van het ondiepe grondwater in "De Bruuk" plaatsvindt (wegzijging). Gezien het chloridegehalte van grond- en oppervlaktewater wordt het grootste deel van het percolatiewater via de reeds genoemde diepe landbouwsloot afgevoerd. Via deze sloot wordt tevens het effluent van een RWZI en kwelwater van het omliggende gebied afgevoerd.

Het grondwater, dat in het natuurreservaat opkwelt, is grotendeels geïnfilteerd in een gebied dat als bouw- en grasland in gebruik is. Het chloridegehalte in het eerste watervoerend pakket (35-50 mg/l) wijst op bemestingsinvloed. Aan de rand van het natuurreservaat wordt ook nitraat in het eerste watervoerend pakket aangetroffen (50-80 mg NO_3/l). Ongeveer 200 m verder stroomafwaarts wordt echter geen nitraat meer in het eerste watervoerend pakket aangetroffen en ook boven de slecht doorlatende laag (10 m-mv) is geen nitraat gevonden. Een verklaring hiervoor is dat nitraat verbruikt wordt bij oxydatie van pyriet in de bodem. Hierdoor neemt het sulfaatgehalte en ook de hardheid van het grondwater toe. Afname van het nitraatgehalte bleek gepaard te gaan met een duidelijke toename van het sulfaatgehalte.

7.2. Maatregelen

Op grond van de conclusies in 7.1 is het in de huidige situatie niet nodig maatregelen te nemen om verspreiding van percolatiewater uit het afvalstort via het grondwater te beperken. Het natuurreservaat "De Bruuk" wordt namelijk alleen via het oppervlaktewater bedreigd door verontreinigd water van de stortplaats. Om die reden is het gewenst

maatregelen te treffen, zodat ondiep afstromend percolatiewater niet langer via sloten in "De Bruuk" wordt afgevoerd.

In het kader van de ruilverkaveling Groesbeek wordt overwogen om wijzigingen in de waterhuishouding door te voeren teneinde een natte situatie in "De Bruuk" te handhaven. Deze ingrepen kunnen echter ook gevolgen hebben voor de afvoer van percolatiewater van het stortterrein. Voorkomen moet worden dat de afvoer van percolatiewater in de richting van het natuurreservaat gaat toenemen. De volgende maatregelen kunnen worden overwogen:

1. Maatregelen voor opvang en afvoer van percolatiewater

Zoals eerder opgemerkt wordt "De Bruuk" alleen bedreigd door percolatiewater dat via greppels en sloten in het natuurreservaat terecht komt. Eventueel zou opstuwning van het water in "De Bruuk" (met aarden wal) achterwege kunnen blijven om op die manier infiltratie van verontreinigd water naar het ondiepe grondwater te voorkomen, maar de afvoer van percolatiewater via "De Bruuk" blijft dan gehandhaafd met uiteraard negatieve effecten op de oevervegetatie langs de sloot. Nadeel van deze maatregel is bovendien dat "De Bruuk" dieper ontwaterd wordt.

Beter is het daarom om ter plaatse van het stortterrein maatregelen te treffen, zodat het percolatiewater wordt opgevangen en gecontroleerd kan worden afgevoerd. Rondom het stortterrein moet dan een ringsloot worden gelegd (bodem tot in de leemlaag), waarin het percolatiewater wordt opgevangen. Door handhaving van een laag peil in de ringsloot zal ook de infiltratie van percolatiewater door de leemlaag in het afdekkende pakket afnemen. Hoewel de afvoer van het opgevangen percolatiewater naar de diepe waterloop westelijk van de stortplaats weinig problemen zal geven vanwege de sterke verdunning met RWZI-effluent en kwelwater, moet uit milieuhygienisch oogpunt de voorkeur worden gegeven aan afvoer naar de RWZI. Gezien de sterke kwel ter plaatse van het stortterrein mag worden aangenomen dat de ringsloot ook kwelwater zal opvangen. Afhankelijk van de hierdoor optredende verdunning kan directe lozing op de genoemde waterloop worden overwogen.

In een door HASKONING (1986) uitgevoerd onderzoek wordt voorgesteld om rond het stortterrein een ondergrondse drainageleiding aan te leggen. Deze leiding zal in de leemlaag gelegen zijn en aan de buitenkant afgeschermd worden met folie om de toestroming van kwelwater tegen te gaan. Het opgepompte percolatiewater kan rechtstreeks naar de RWZI afgevoerd worden om daar gezuiverd te worden. Als deze maatregel wordt uitgevoerd, dan zal een groot deel van het percolatiewater kunnen worden opgevangen. In principe wordt hiermee hetzelfde resultaat bereikt als met een ringsloot. Een ringsloot heeft echter het voordeel dat de controle op de werking van het systeem eenvoudiger is. Ook bij een ringsloot is het gewenst om langs de buitenzijde een foliescherm tot in de leemlaag aan te brengen, om afvoer van percolaat en toevoer van kwelwater te beperken.

2. Maatregelen ter vermindering van het hoeveelheid percolatiewater

Grondwaterverontreiniging onder een afvalstort is het gevolg van infiltratie van regenwater in het stort, waarbij de in het afval aanwezige oplosbare stoffen worden afgevoerd met het percolerende water. In principe kan het ontstaan van percolatiewater dus worden voorkomen als de infiltratie van regenwater wordt verhinderd. Uit onderzoek van HOEKS en AGELINK (1982) blijkt dat beperking van de infiltratie door bevordering van de verdamping en de oppervlakteafvoer niet werkelijk effectief is. De infiltratie van neerslagoverschot in het afval ligt dan nog steeds in de orde van 200-250 mm/jaar. Een meer efficiënte maatregel is het aanbrengen van een afdichtingslaag op het afval, welke wordt afgedekt met circa 80 cm goed bewortelbare afdekgrond. De afdichtingslaag moet een doorlaatfactor hebben van minder dan $5 \cdot 10^{-10}$ m/s, wil de infiltratie in het stort afnemen tot minder dan 50 mm/jaar. Uit dat onderzoek bleek ook dat de meeste leem- en kleisoorten niet voldoende dicht zijn om aan deze eis te voldoen.

Als afdichtingsmateriaal komen in aanmerking synthetische producten (folies, asfaltmembranen) of specifieke kleisoorten met sterk zwellende kleimineralen (bentoniet, tertiaire kleisoorten). Vanwege de grote zettingen op een stortplaats wordt de voorkeur gegeven aan de natuurlijke afdichtingsmaterialen. In de afdekgrond boven de afdichtingslaag moet een drainagesysteem worden aangelegd voor de afvoer van overtollig regenwater. Dit water kan direct geloosd worden op het oppervlaktewater.

3. Maatregelen ter bevordering van kwel in "De Bruuk"

In het kader van de ruilverkaveling Groesbeek is het de bedoeling om de kwelintensiteit in "De Bruuk" te verhogen. Maatregelen hiertoe kunnen zijn het verhogen van het peil in de waterloop langs de Ashorst, waardoor de drainerende werking afneemt. Deze waterloop zal dan minder kwelwater wegvangen, zodat de kwel in het natuureservaat zal toenemen. Daardoor zal echter rondom de vuilstort het isohypsenpatroon in het afdekkend pakket veranderen en bestaat de kans dat meer percolatiewater wordt afgevoerd in de richting van het natuureservaat. In het kader van dit onderzoek is het niet mogelijk hierover kwantitatieve uitspraken te doen. Daartoe zijn nadere berekeningen met een grondwaterstromingsmodel noodzakelijk. De Landinrichtingsdienst zal met het grondwaterstromingsmodel FEMSAT berekeningen gaan uitvoeren met betrekking tot de effecten van ingrepen in de waterhuishouding. Een en ander betekent waarschijnlijk wel, dat het opzetten van het peil in de waterloop langs de Ashorst alleen kan plaatsvinden als tegelijkertijd het percolatiewater wordt opgevangen met behulp van een ringsloot of drainageleiding.

LITERATUUR

- BANNINK, J.F. en J.C. PAPE, 1968. De bodemgesteldheid van het natuurreservaat "De Bruuk". Stiboka rapport nr 738.
- BEERS, H. en W. HAZENBERG, 1984. De Bruuk, een onderzoek naar de vegetatie, veranderingen in de vegetatie, de waterhuishouding, de grond- en bodemsamenstelling. Hoofdstuk 6 Waterhuishouding. Botanisch laboratorium K.U.N.
- BENNEKOM, C.A. VAN, 1987. Veranderingen van grondwater als gevolg van uitspoeling van meststoffen. Tijdschrift H₂O nr 9, 1987. blz. 194-199.
- HASKONING, 1983. Stort-, inrichtings- en beplantingsplan voor de gemeentelijke stortplaats de Dukenburg. bijlage: Grontmij, 1982. Geohydrologisch onderzoek afvalstortplaats "De Dukenburg" te Groesbeek.
- , 1986. Rapport van de voorziening voor het opvangen van het percolatiewater van de gemeentelijke afvalstortplaats "De Dukenburg" te Groesbeek.
- HOEKS, J., 1983. Verzuuring van bodem en grondwater als gevolg van atmosferische depositie. ICW nota 1480.
- en G.J. AGELINK, 1982. Onderzoek naar mogelijkheden om de infiltratie van regenwater in een afvalstort te verminderen. ICW rapport nr 3.
- , 1977. Berekening van grondwaterverontreiniging bij puntbelastingen. ICW nota 968.
- , 1973. Verontreiniging van bodem en grondwater bij vuilstortplaatsen (een literatuurstudie). ICW nota 737.
- , 1981. Measures to control groundwater pollution near waste disposal sites. Misc.Reprints ICW 262.
- , C.G. TOUSSAINT en W. LOOIJEN, 1975. Kwaliteit van grondwater en oppervlaktewater bij het afvalverwerkingsbedrijf van de VAM in Wijster. ICW Nota 887.
- HULST, S.H.M. VAN DER, 1987. Onderzoek naar de effecten van de vuilstortplaats "Dukenburg" te Groesbeek op het natuurreservaat "De Bruuk". Doctoraalonderzoek LU-Cultuurtechniek.
- INTERNATIONAL STANDARD, ISO, 1985. Liquid flow measurement in open channels by weirs and flumes-V-shaped broad crested weir. First edition.

- JANSEN, P.C., 1986. De potentiële verdamping van (half)-natuurlijke vegetaties. ICW nota 1703.
- JONKER, J., 1983. Beschrijving van het grondwaterregime in de proefgebieden. Technisch secretariaat commissie grondwaterwet waterleidingbedrijven. Verificatie en Yking WAFLO. Hoofdstuk 3 "De Bruuk".
- KEMMERS, R.H. en P.C. JANSEN, 1980. De invloed van chemische factoren in grondwater en bodem op enkele vegetatietypen in het CRM reservaat 'Groot Zandbrink'. ICW nota 1181.
- KNAB, W.C.J.P., 1985. Effecten van zuurbelasting op de grondwaterkwaliteit van een pyriethoudende ondergrond. Nota ICW 1674.
- KNMI. neerslaggegevens 1985 en 1986.
- KNMI. weersgesteldheid 1985 en 1986.
- RID, 1973. Rapport inzake een geohydrologisch onderzoek ten behoeve van de stichting van een waterwinplaats nabij Groesbeek.
- RIDDER, N.A. DE en K.E. WIT, 1965. A comparative study on the hydraulic conductivity of unconsolidated sediments. Journal of Hydrology, november 1965.
- RIJKS GEOLOGISCHE DIENST, 1985. Geologisch onderzoek "De Bruuk". Uitgebracht bij briefnr. 854917 dd. 13 dec. 1985 aan S.B.B. te Utrecht.
- SCHELLING, J., 1949. Een bodemkartering van het landbouwgebied van de gemeente Groesbeek. Verslag landbouwkundig onderzoek nr 55.4.
- SCHMIDT, C. en A. MATHIES, 1987. Onderzoek naar de invloed van de vuilstortplaats op "De Bruuk", zowel hydrobiologische als fysisch/chemische aspecten. Exacte titel nog niet bekend. Landbouwuniversiteit Wageningen.
- STAAY, J. VAN DER, 1986. Mondelinge medelingen betreffende de geologie van het onderzoeksgebied.
- STEEG, H.M. VAN DE, 1984. Wat is er mis met de Bruuk? Notitie Botanisch Laboratorium Katholieke Universiteit Nijmegen.
- STEENVOORDEN, J.M.H.A., 1984. Stoffenbelasting van het freatisch grondwater. ICW nota 1548, augustus 1984.
- STIBOKA, 1976. Bodemkaart van Nederland schaal 1:50 000. Blad 46 west/oost Vierlingsbeek.
- TNO, DIENST GRONDWATERVERKENNING, 1973. Grondwaterkaart van Nederland blad 46 west/oost Vierlingsbeek 1:50 000.

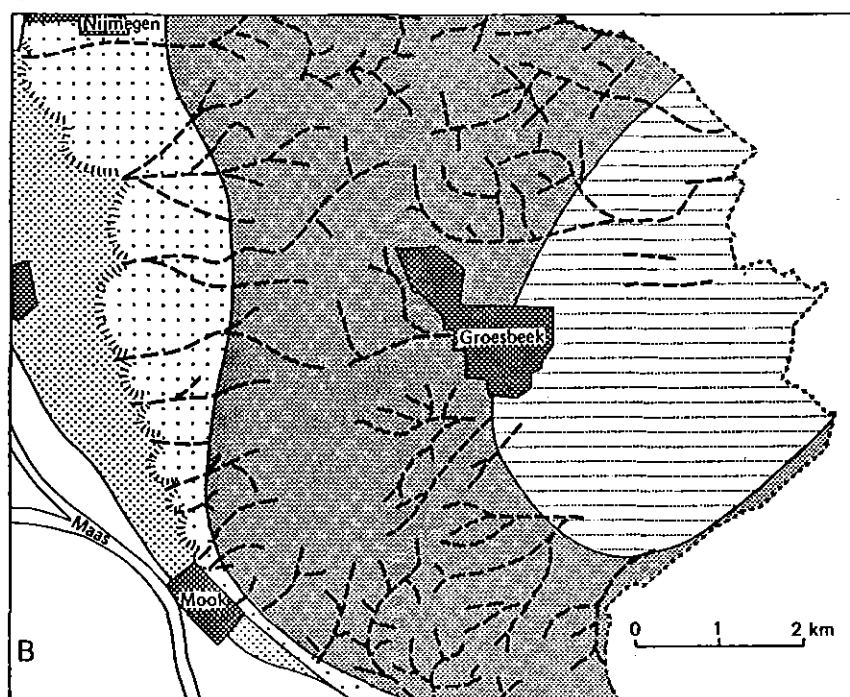
- TOORN, A. VAN DEN, 1981. Het nemen van grondwatermonsters. ICW nota 1242.
- TOUSSAINT, C.G. en J. HOEKS, 1976. Kwaliteit van het grondwater bij de vuilstortplaats van de gemeente Ede. ICW nota 945.
- VOLKER C.M., 1985. Meersporenonderzoek voor een landschapsstructuurplan. Rijksinstituut voor onderzoek in de Bos- en Landschapsbouw "De Dorschkamp". Rapport nr 415.
- WIT, K.E. en J.G. TE BEEST, 1987. Berekening van kwelintensiteiten en hydraulische weerstanden. ICW nota.
- , 1986. Hydrologisch onderzoek in het Zuidelijk Peelgebied. ICW nota 1691.

Bijlage 1. Geologische tijdsindeling en formaties (A) en de morfologie van de Nijmeegse stuwwal en omgeving (B)

A

Tijdsindeling				Ouderdom in jaren voor Christus	Afzettingen van lokale herkomst	Afzettingen van grote rivieren	Overige Afzettingen	Maasterrassen		
Kwartair	Holocene	Subatlantisch			Beekafzettingen (Formatie van Singraven) Plaggendek Jong stuifzand	Betuwe-Formatie (Rijn en Maas)				
		Subboreaal		800	(Formatie van Kootwijk)					
		Atlantisch		3000						
		Boreaal		8000						
		Preboreaal		7000						
	Pleistocene	Laat	Weichselien (Würm)	Late Dryas Stadiaal	8000	Rivierduinen Jong dekzand II	Formatie van Kreftenbeye (Rijn en Maas)		Terras III = Terras X	
				Allerød Interstadiaal	9000	Laag van Usselo veen			Terras II	
				Vroege Dryas Stadiaal	9800	Jong dekzand I				
				Bølling Interstadiaal	10 000	Veen - of leemlaagje				
				Laat	11 000	Oud dekzand II Laag van Beuningen Oud dekzand I Smeltwater afgewisseld met veen - en leemlagen				
			Pleniglaciaal	Midden	27 000					
				Vroeg	41 000					
					56 000					
				Vroeg - Glaciaal	> 70 000	zand in hoofdzaak eolisch met veenlagen				
						Formatie van Asten				
		Midden		Eemien		Formatie van Eindhoven	Formatie van Vaghel (Maas)	Formatie van Drente (Sandr)		
				Saalien (Riss)						
				Holsteinien						
				Elsterien						
				Cromerien complex						
			Vroeg		Menapien			Formatie van Sterksel (Rijn en Maas)		
					Waalien			Formatie van Kedichem (Rijn en Maas)		
					Eburonien			Formatie van Tegelen (Rijn en Maas)		
					Tiglien			Klazeloëliet Formatie (Rijn en Maas)		
	Pliocene			2 000 000 ± 500 000				Formatie van Oosterhout (Marien)		

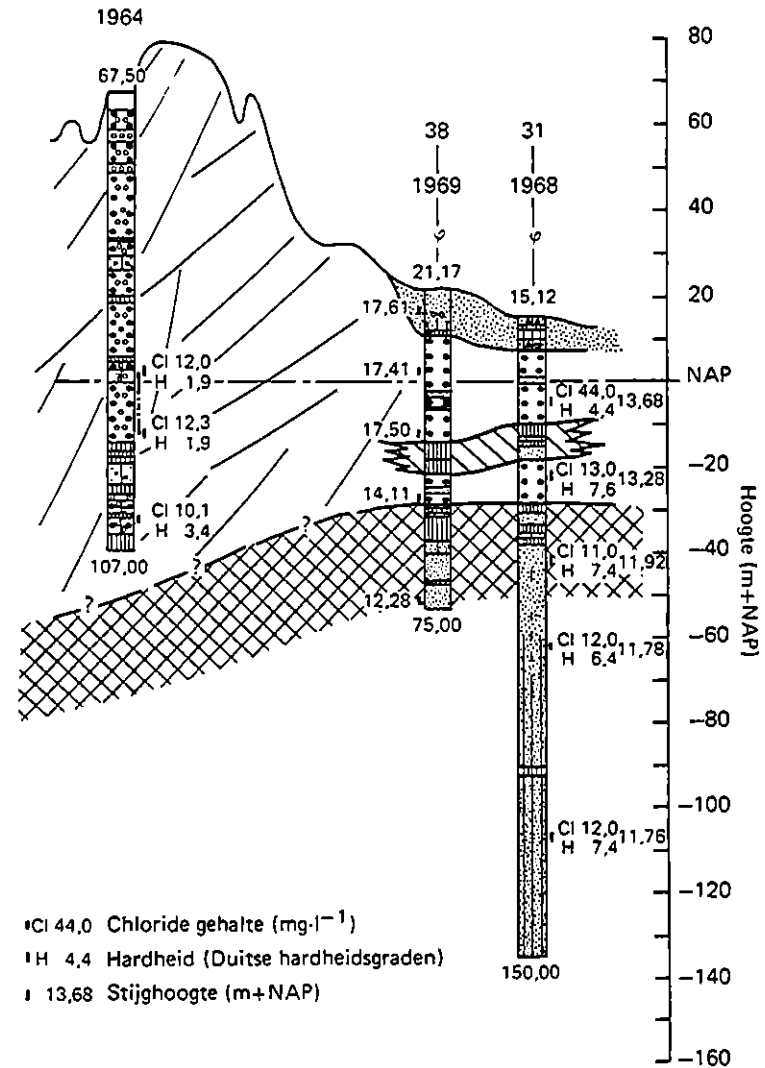
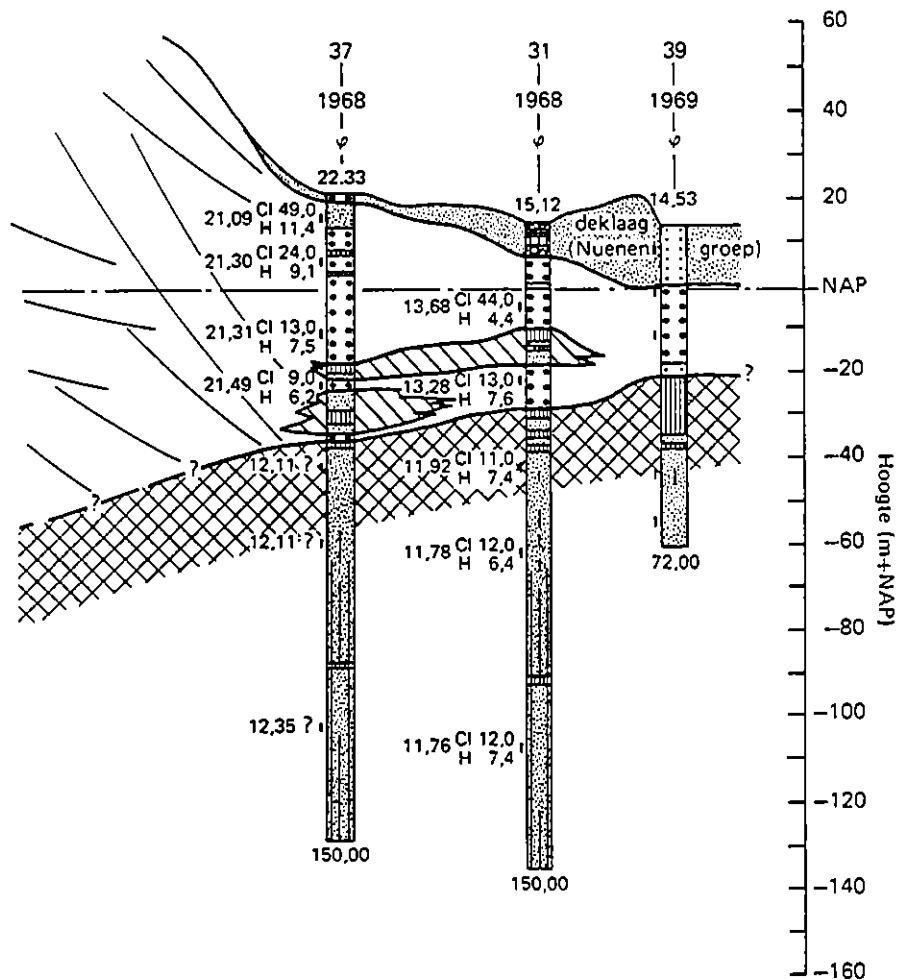
 koude tijd
(Glaciaal)
  relatief warme tijd
(Interstadiaal)



-  glaciaal tongbekken
-  fluvioglaciale afzettingen (Saalien)
-  o.a. smeltwaterafzettingen (Weichselien)
-  stuwwal
-  droge dalen
-  steil randje

B

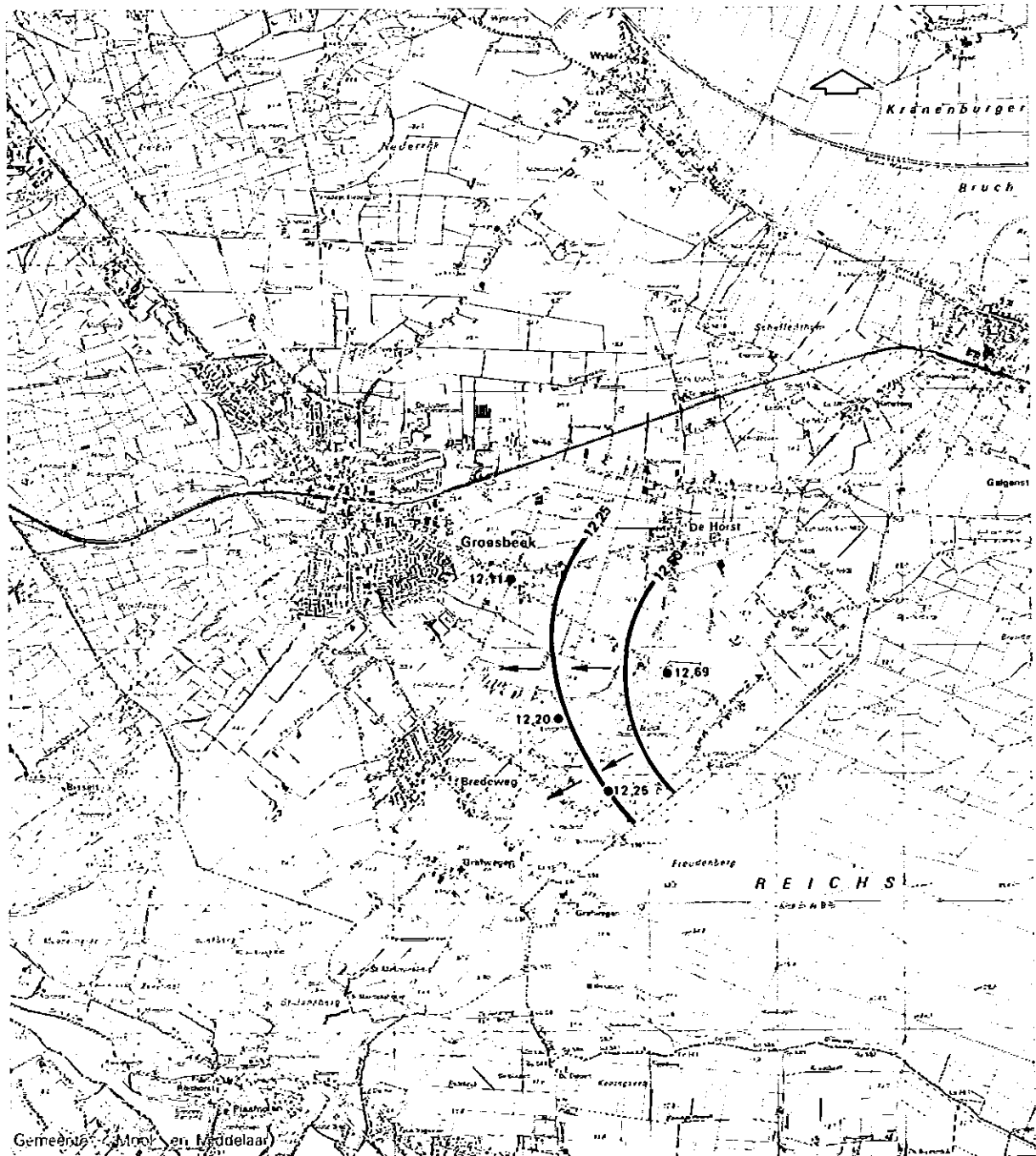
Bijlage 2. Geohydrologische profielen (DGV/TNO)



NOTA/1828

Bijlage 3. Stijghoogten in het tweede watervoerende pakket dd.

28-11-86

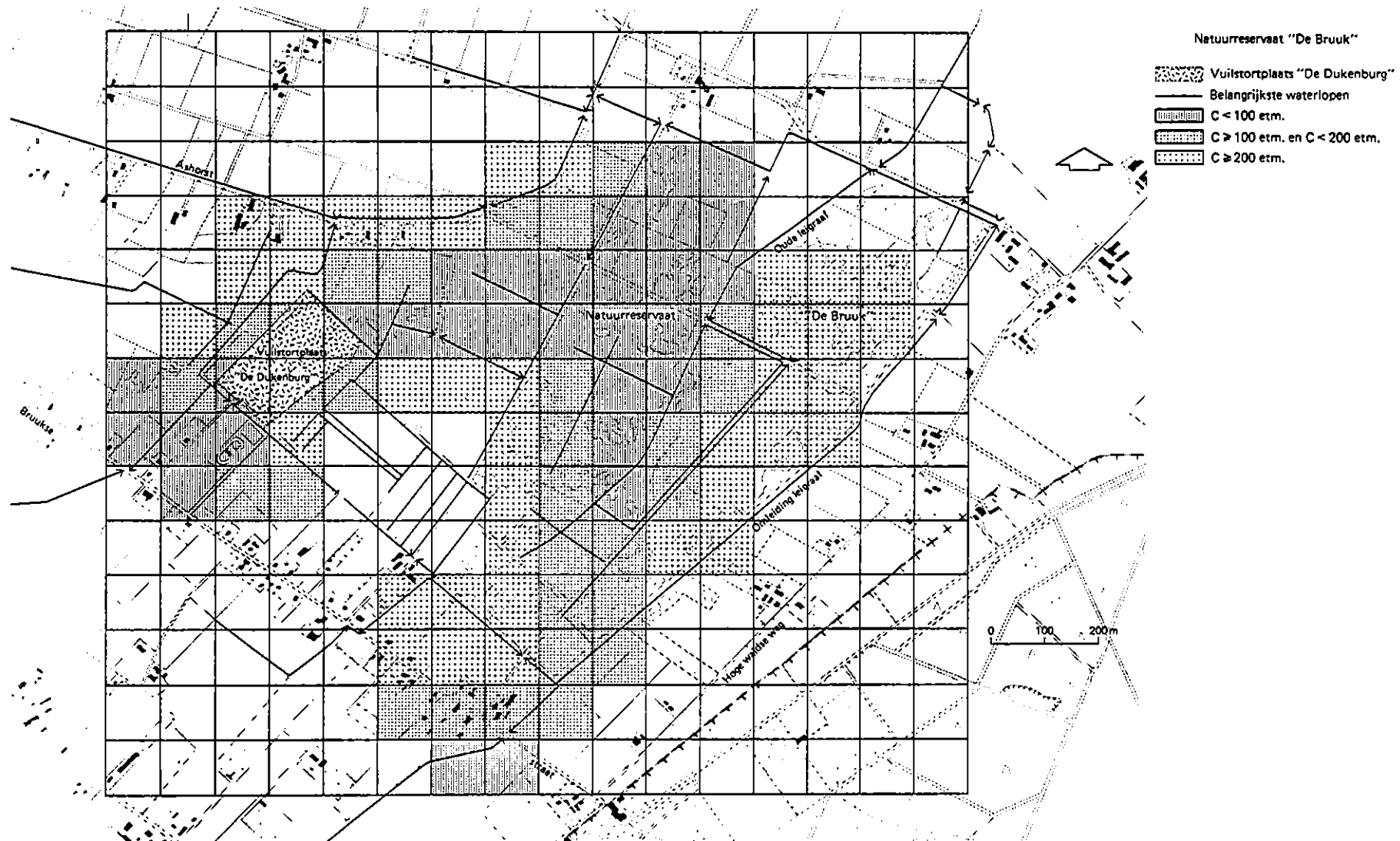


● 12.11 Waarnemingspunt stijghoogte (filterdiepte c.a. 45m - mv)

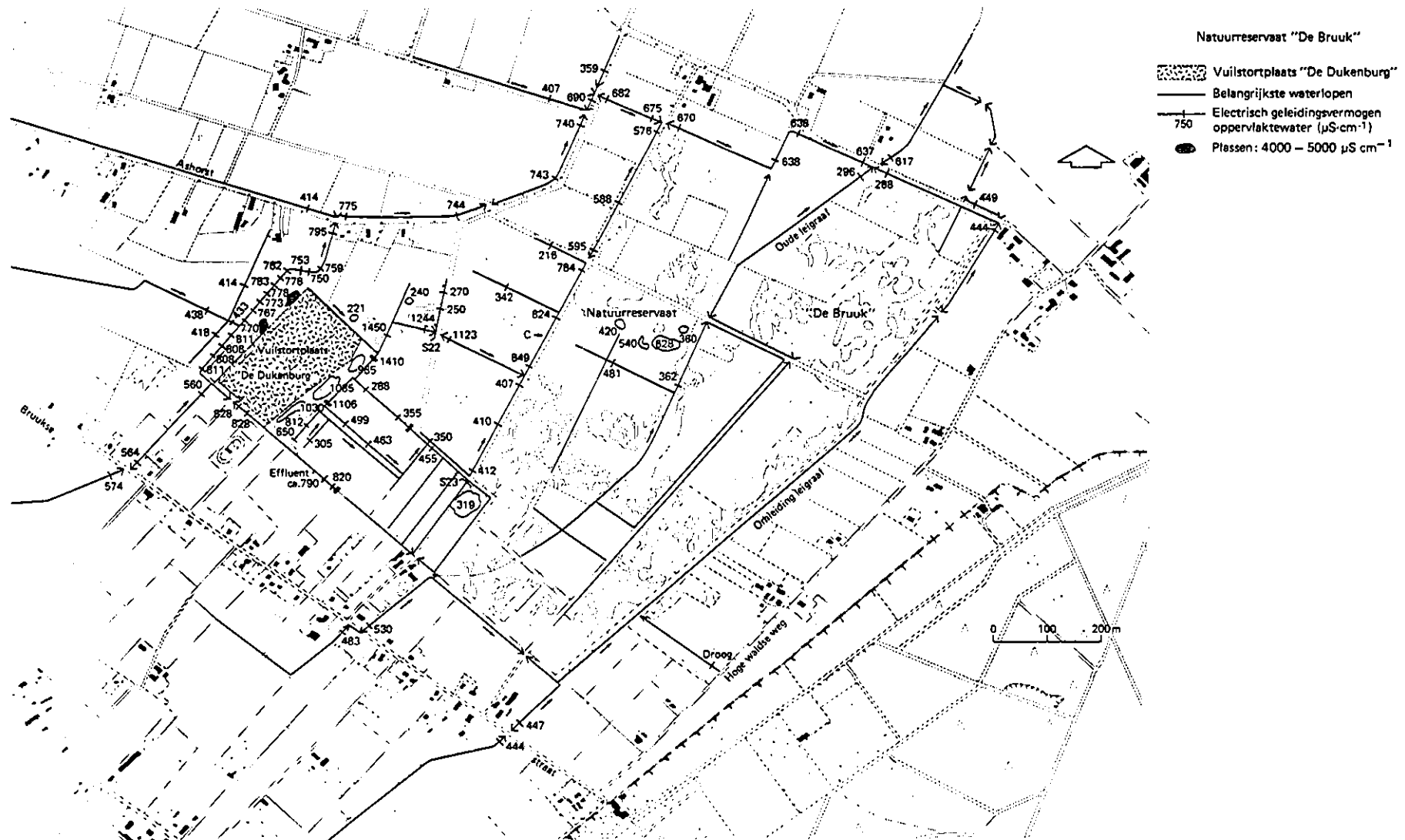
—12.60— Isohyse

→ Globale stromingsrichting

0 0.5 1km



Bijlage 4. Weerstand (in etm) van de slecht doorlatende laag op circa 10 m-mv



Bijlage 5. Overzicht van het electrisch geleidingsvermogen (EGV) in het oppervlaktewater dd. 16-3-87