

NN31545.1110

februari 1979

Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding  
Wageningen

**BIBLIOTHEEK  
STARINGGEBOUW**

**VERONTREINIGING VAN BODEM EN GRONDWATER**

J. Hoeks

**BIBLIOTHEEK DE HAAFF**

Droevendaalsesteeg 3a  
Postbus 241  
6700 AE Wageningen

Seminaar Milieukunde

3e periode

'Milieuverontreiniging'

Nota's van het Instituut zijn in principe interne communicatiemiddelen dus geen officiële publikaties.

Hun inhoud varieert sterk en kan zowel betrekking hebben op een eenvoudige weergave van cijferreeksen, als op een concluderende discussie van onderzoeksresultaten. In de meeste gevallen zullen de conclusies echter van voorlopige aard zijn, omdat het onderzoek nog niet is afgesloten.

Bepaalde nota's komen niet voor verspreiding buiten het Instituut in aanmerking.

1791332

13 FEB. 1998

CENTRALE LANDBOUWCATALOGUS



0000 0941 2012

## INHOUDSOPGAVE

	blz.
1. INLEIDING	1
2. TRANSPORTPROCESSEN	3
3. INTERACTIEPROCESSEN	4
4. VOORBEELDEN VAN VERONTREINIGING	8
4.1. Land- en tuinbouw	8
4.2. Vuilstortplaatsen	10
4.3. Vloevelden	14
4.4. Verkeerswegen	16
4.5. Aardgaslekkage	19
4.6. Olielekkage	21
5. DISCUSSIE EN CONCLUSIES	22
6. LITERATUUR	23

## 1. INLEIDING

Van de drie belangrijkste milieucomponenten bodem, water en lucht is de bodem de laatste waarvoor in Nederland wettelijke beschermingsmaatregelen zijn en nog worden vastgesteld. Toch is juist dit bodemsysteem het meest kwetsbaar. Hoewel de zuiveringscapaciteit van de bodem vrij groot is, is het technisch vrijwel onmogelijk om een eenmaal verontreinigde bodem weer terug te brengen in zijn oorspronkelijke staat.

Men spreekt van bodemverontreiniging als de bodem tengevolge van menselijke activiteit niet meer geschikt is voor het door de mens gestelde doel. Bodemverontreiniging kan bijvoorbeeld tot gevolg hebben, dat de bodem niet meer geschikt is als standplaats voor de vegetatie, of dat grondwater niet meer geschikt is voor drinkwater, voor proceswater in de industrie of voor beregeningswater in de land- en tuinbouw.

Op de bodem vindt een groot aantal menselijke activiteiten plaats die nadelig kunnen zijn voor de kwaliteit van het bodemsysteem. Gerekend naar de oppervlakte waarop deze activiteiten plaatsvinden, kan men onderscheid maken in diffuse en lokale verontreinigingsbronnen (RIJTEMA en HOEKS, 1977).

De meeste agrarische activiteiten vinden plaats op grote oppervlakten, zodat de hierdoor veroorzaakte belasting van de bodem en het grondwater een diffuus karakter heeft. Deze activiteiten betreffen de toevoer van meststoffen en bestrijdingsmiddelen aan de bodem met het doel de gewasproductie te verhogen. Een deel van deze stoffen kan door uitspoeling in het grondwater terecht komen. In de tuinbouw, met name bij kasteelten, wordt bovendien nog extra water toegevoerd voor doorspoeling van de grond. De uitspoeling van meststoffen naar het grondwater neemt daardoor belangrijk toe.

De niet-agrarische activiteiten zijn veelal beperkt tot relatief kleine terreinen. De belasting is daardoor alleen lokaal van belang. Deze niet-agrarische activiteiten zijn veelsoortig; men kan daarbij denken aan:

- de verwerking van huishoudelijke en industriële afvalstoffen op vuilstortplaatsen, waarbij oplosbare stoffen uit het afval met het infiltrerende regenwater worden afgevoerd naar de ondergrond en het grondwater;
- de verwerking of opslag van huishoudelijk en industrieel afvalwater op vloeivelden of in bergingsbassins, waarbij afvalwater in de bodem dringt en het grondwater kan verontreinigen;
- de aanleg van verkeerswegen brengt met zich mee dat de wegbermen (en naastgelegen gronden) worden belast met wegzout tengevolge van de gladheidsbestrijding en met zware metalen en olieachtige produkten via de uitlaatgassen. Ook kan hier bodemverontreiniging plaatsvinden met chemische stoffen, bijvoorbeeld door ongelukken met tankwagens. Langs verkeerswegen vindt men veelal benzinstations waar door lekkage uit ondergrondse tanks olie of benzine in de bodem kan terechtkomen;
- de aanleg van ondergrondse transportleidingen voor gas, olie of chemische oplossingen brengt risico's met zich mee, omdat door lekkages of leidingbreuk bodemverontreiniging kan optreden. Bij het gebruik van zware machines voor diepe grondbewerking (bij diepploegen soms meer dan 1 meter diep) kunnen deze leidingen worden beschadigd;
- bij industrieën kunnen afvalstoffen via de rookgassen in de omgeving worden verspreid en op de bodem terechtkomen;

De afvalstoffen die door deze activiteiten op of in de bodem terechtkomen, kunnen zich in het bodemsysteem verplaatsen via de gasfase of waterfase. Daarbij zijn de meeste van deze stoffen betrokken bij interactieprocessen. Dit zijn processen die in de bodem plaatsvinden en waarbij opgeloste stoffen uit de waterfase (of gassen uit de gasfase) verdwijnen of eventueel daaraan worden toegevoegd. Bekende voorbeelden van dergelijke processen zijn de adsorptie aan geladen klei- en humusdeeltjes, chemische reacties als oplossen, neerslaan en

en complexvorming, en biochemische reacties. Een aantal van deze processen zal in deze syllabus nader worden toegelicht. Aansluitend zullen enkele voorbeelden van bodemverontreiniging in het kort worden besproken.

## 2. TRANSPORTPROCESSEN

Het transport van verontreinigende stoffen in de bodem, vindt hoofdzakelijk plaats in de vorm van opgeloste stoffen die met het bodemwater worden meegevoerd, en in een enkel geval ook in de vorm van gassen via de niet met water gevulde poriën. Dit laatste is bijvoorbeeld van belang bij lekkage van aardgas uit ondergrondse leidingen en ook bij lekkage van olie of benzine waarbij vluchtige koolwaterstoffen in het bodemsysteem kunnen vrijkomen.

Het transport in de bodemgasfase vindt voornamelijk plaats door diffusie. Massastroming onder invloed van drukgradiënten en de daardoor veroorzaakte dispersieverschijnselen zijn bij gastransport meestal te verwaarlozen.

Het transport in de waterfase vindt hoofdzakelijk plaats door massastroming, d.w.z. dat de opgeloste stof wordt meegevoerd met het stromende water. Boven het grondwater stroomt het water meestal in verticale richting, terwijl in het grondwater zowel horizontale als verticale stroming van belang is. De stroming van water door een poreus systeem als de bodem gaat gepaard met dispersieverschijnselen. Dat wil zeggen dat de opgeloste stof zich via grote poriën sneller verplaatst dan via kleinere poriën. Het hierdoor optredende verdunningseffect (dispersie) is aanleiding tot vervaging van het front van de opgeloste stof.

Bij het opsporen van grondwaterverontreiniging bij lokale vervuilingbronnen dient men, meer dan bij diffuse belastingen, rekening te houden met de geohydrologische situatie. Dit wordt duidelijk aan de hand van figuur 1, welke schematisch laat zien dat verontreinigd water afkomstig van een lokale vervuilingbron (hier: een vuilstortplaats) zich in het grondwater volgens een bepaalde stroombaan verplaatst.

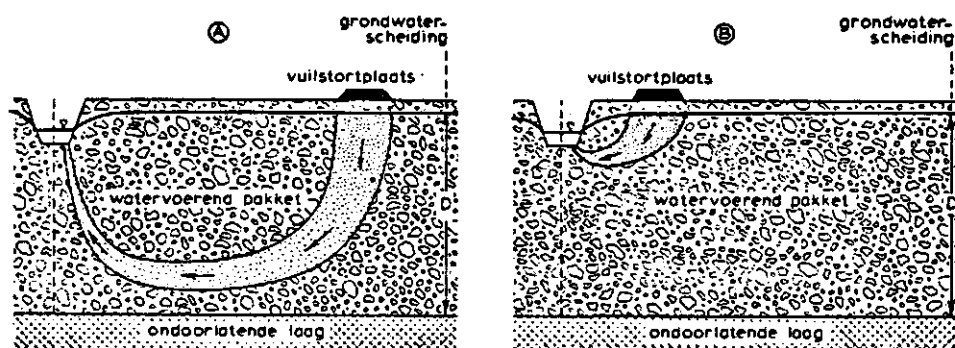


Fig. 1. Invloed van de geohydrologische situering van een vuilstort op verontreiniging van het oppervlaktewater. A, diep doordringende stroombaan met lange verblijftijden; B, ondiepe doordringing met korte verblijftijden (naar HOEKS, 1976)

Deze stroombaan wordt bepaald door geohydrologische factoren, zoals de dikte en doorlatendheid van de verschillende bodemlagen (afdekkend pakket, wervvoerend pakket) en de ligging van de vervuilingbron ten opzichte van waterscheidingen en afwateringsgangen. Deze factoren bepalen tevens de verblijftijd van het water in de bodem, hetgeen belangrijk is voor biologische afbraakprocessen.

### 3. INTERACTIEPROCESSEN

Adsorptie van opgeloste stoffen aan bodemdeeltjes heeft tot gevolg dat deze stoffen zich in de bodem trager verplaatsen dan het water. Dit wordt tot uitdrukking gebracht met de volgende formule:

$$V_s = V^* \left( \frac{1}{1 + R} \right)$$

waarin:

$V_s$  = transportsnelheid van de opgeloste stof

$V^*$  = transportsnelheid van het water

$R$  = distributieverhouding, die de verdeling van de opgeloste stof over de vaste en vloeibare fase aangeeft (hoeveelheid geadsorbeerd/hoeveelheid in bodemoplossing)

De distributieverhouding  $R$  is af te leiden uit de resultaten van experimenten met grondkolommen. Deze resultaten worden meestal gepresenteerd in de vorm van zogenaamde 'doorbraakcurven'. In

figuur 2 is een voorbeeld gegeven van het effect van adsorptie op de doorbreekcurve van  $\text{NH}_4^+$ .

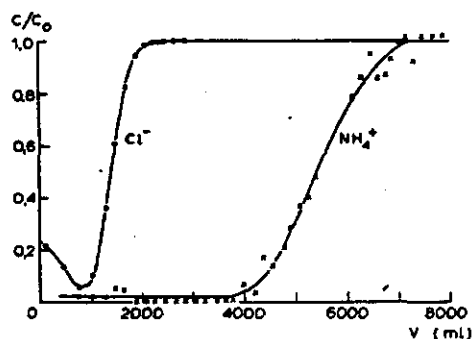


fig. 2. Doorbraakcurve voor  $\text{Cl}^-$  en  $\text{NH}_4^+$  in een kolom zavelgrond die werd gevoed met perkola-tiewater uit een vuilstort;  $C/C_0$  is de relatieve concentratie in het effluent,  $V$  is het effluent-volume (naar HOEKS, 1977)

De doorbraakcurve van  $\text{Cl}^-$  kan als referentie worden gebruikt, omdat dit ion niet deelneemt aan de interactieprocessen. Het  $\text{NH}_4^+$ -ion komt met een duidelijke vertraging ten opzichte van het  $\text{Cl}^-$ -ion uit de kolom. In dit geval is de distributieverhouding  $R_{\text{NH}_4}$  bepaald op 2,7 hetgeen betekent dat het  $\text{NH}_4^+$ -front zich ongeveer 3,7 maal langzamer verplaatst dan het  $\text{Cl}^-$ -front.

Chemische evenwichtsreacties zijn in de bodem voor verschillen-de componenten van groot belang, vooral voor  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Fe}^{3+}$ , zwa-re metalen,  $\text{PO}_4^{3-}$  en  $\text{CO}_3^{2-}$ . De concentratie van deze ionen in de bo-demoplossing wordt doorgaans bepaald door de oplosbaarheid van slecht oplosbare verbindingen, bijvoorbeeld fosfaten en carbonaten. Onder anaerobe omstandigheden kunnen door  $\text{SO}_4^-$ -reductie ook slecht oplos-bare sulfiden aanwezig zijn. De oplosbaarheid van deze verbindingen is in het algemeen sterk afhankelijk van de pH in de bodem.

Het oplossen of neerslaan van slecht oplosbare verbindingen ver-loopt meestal vrij traag. Daarom is er in de bodem zelden sprake van evenwicht. De concentraties in de bodemoplossing kunnen dan ook tij-delijk hoger of lager zijn dan op grond van het oplosbaarheidsprodukt mag worden verwacht. De concentratie wordt in dat geval bepaald door de snelheid waarmee het oplosbaarheidsevenwicht zich instelt.

In de bodemoplossing kunnen ook andere chemische evenwichts-reacties plaatsvinden, waarbij complexen worden gevormd die al dan niet oplosbaar zijn. Een bekend voorbeeld is dat zware metalen een complex kunnen vormen met organische stoffen en in sommige geval-len ook met anorganische ionen ( $\text{Cl}^-$ ,  $\text{OH}^-$ ). Dergelijke metaal-com-plexen gedragen zich in de bodem vaak geheel anders dan het vrije metaalion.

Vormt het metaaliön een complex met onoplosbare humusstoffen in de bodem, dan is het effect vergelijkbaar met een sterk preferente adsorptie (chemosorptie). De mobiliteit van het metaalion in de bodem zal in dit geval zeer gering zijn. Vormt het metaalion echter een complex met oplosbare organische stoffen, dan kan de mobiliteit belangrijk toenemen. Dit is vooral het geval als het gevormde complex ongeladen of negatief geladen is. Het metaalcomplex kan dan niet meer worden geadsorbeerd aan de doorgaans negatief geladen bodemdeeltjes.

De doorbraakcurve voor  $Fe^{2+}$  (fig. 3) illustreert dat deze chemische reacties een belangrijke rol spelen. Aanvankelijk is het  $Fe^{2+}$ -ion even mobiel als het  $Cl^{-}$ -ion. In deze fase worden Fe-complexen

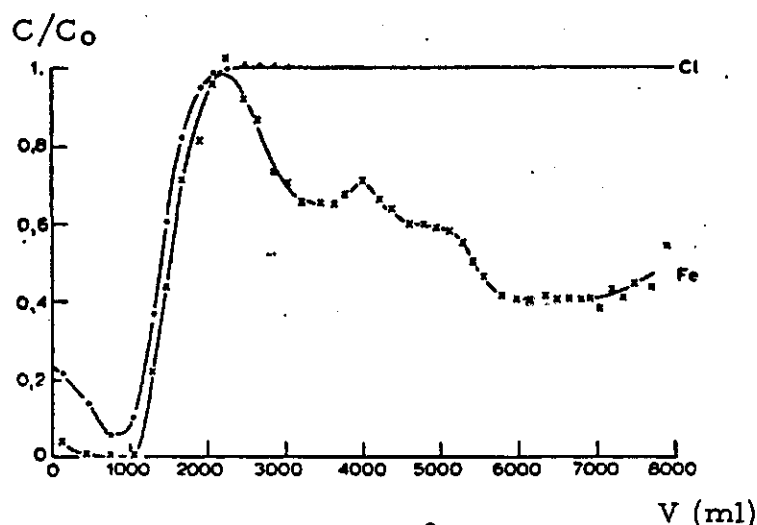


Fig. 3. Doorbraakcurve voor  $Cl^{-}$  en  $Fe^{2+}$  in een zavelgrond die werd gevoed met perkolatiewater uit een vuilstort;  $C/C_0$  is de relatieve concentratie in het effluent,  $V$  is het effluentvolume (naar HOEKS, 1977).

gevormd met organische zuren. Hoewel organische zuren niet bijzonder sterk complexerend zijn, bleek ook uit andere experimenten dat de adsorptie van zware metalen sterk afneemt in aanwezigheid van organische zuren (BEKER, 1977). In een later stadium bleek, gelijktijdig met de afname van de COD (zie fig. 4), de Fe-concentratie in het effluent te dalen. Door afbraak van de organische zuren is complexvorming niet langer mogelijk. Het  $Fe^{2+}$ -ion wordt in deze fase vermoedelijk geadsorbeerd en vooral neergeslagen in de vorm van onoplosbaar  $FeS$ . De sulfidevorming was duidelijk waarneembaar in de grondkolom (zwartkleuring).



Biochemische processen zijn chemische reacties die alleen plaatsvinden door tussenkomst van levende (micro) organismen. Bekende biochemische processen zijn bijvoorbeeld de afbraak van organische stoffen, nitrificatie van ammonium en denitrificatie van nitraat. De meeste oxydatie-reductie reacties behoren eveneens tot de biochemische processen.

De biologische afbraak van organische stoffen vormt een belangrijk onderdeel van de zuiveringsprocessen in de bodem. Vooral onder aerobe omstandigheden kan deze afbraak zeer effectief zijn. Echter ook onder anaerobe omstandigheden is afbraak van organische stoffen mogelijk, namelijk door gistingprocessen waarbij uiteindelijk methaan en koolzuur wordt gevormd. De aard van de organische stoffen in de bodem kan zeer uiteenlopend zijn.

Afhankelijk van de samenstelling van de afvalstoffen, meststoffen of bestrijdingsmiddelen, die aan de bodem worden toegevoegd, kunnen de organische stoffen bestaan uit: koolhydraten, zetmeelprodukten, eiwitten, vetten, olieachtige stoffen met een groot aantal verschillende koolwaterstoffen, pesticiden, gasvormige produkten zoals methaan-gas (aardgaslekkage, moerasgas) of vluchtige koolwaterstoffen (benzine). De verscheidenheid in micro-organismen die verantwoordelijke zijn voor de afbraak van deze organische stoffen is dan ook bijzonder groot.

Het effect van afbraakprocessen in grondkolommen is goed waarneembaar aan het chemisch zuurstofverbruik (COD) van het effluent. Figuur 4 geeft een voorbeeld van een kolomproef met zandige zavelgrond. Het gebruikte afvalwater bevat vooral organische zuren die in dit geval door methaangisting worden afgebroken tot methaan en koolzuur. Er blijkt een zekere adaptatieperiode nodig te zijn alvorens deze methaangisting goed op gang komt.

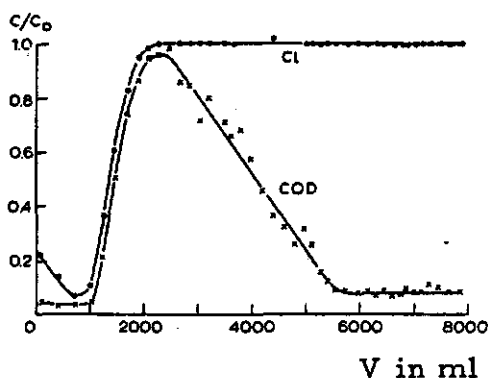


Fig. 4. Doorbraakcurve voor  $Cl^-$  en COD in een kolom zavelgrond die werd gevoed met perkolatie-water uit een vuilstort;  $C/C_0$  is de relatieve concentratie in het effluent,  $V$  is het effluent-volume (naar HOEKS, 1977)

#### 4. VOORBEELDEN VAN VERONTREINIGING

##### 4.1. Land- en tuinbouw

De toevoer van meststoffen en bestrijdingsmiddelen aan grond ter verhoging van de gewasproductie kan, doordat een deel van deze stoffen uitspoelt, een belasting geven van het grondwater en uiteindelijk ook het oppervlaktewater. Voor een juiste beoordeling van deze uitspoeling is het echter noodzakelijk om een indruk te hebben van de natuurlijke uitspoeling. Onderzoek van STEENVOORDEN (1976) en BOTS e.a. (1977) toont aan dat de chemische samenstelling van het grondwater in natuurgebieden sterk afhankelijk is van het bodemtype (tabel 1).

Tabel 1. Stikstof- en fosfaatgehalten in de bovenste meter van het grondwater in een aantal natuurgebieden (RIJTEMA, 1977 naar gegevens van Steenvoorden, 1976 en Bots e.a., 1977)

Bodemtype	zand	zand	hoogveen op zand	mesotroof laagveen	rivier-klei	zee-klei
Begroeiing	naald-hout	loof-hout	heide	blauw-gras	loof-hout	loof-hout
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> mg N/l	<0,2	<0,2	0,2	0,4	0,3	0,2
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> "	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	0,02	0,02
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> "	0,5	0,4	0,8	1,9	0,14	8,1
Org. N. "	0,5	0,5	0,5	2,1	0,39	1,7
Tot.N. "	1,0	0,9	1,5	4,4	0,85	10,0
Ortho P mg P/l	0,02	0,04	0,04	0,07	0,01	1,4
Totaal P mg P/l	0,06	0,08	0,11	0,49	0,11	1,5

Naarmate de chemische rijkdom en het organische stofgehalte van de grond hoger is, zoals bijvoorbeeld op zeelei- en veengronden, bevat het grondwater meer stikstof (vooral ammonium en organisch N) en meer fosfaat.

Voor de samenstelling van grond- en oppervlaktewater is ook de kwel van bijzonder belang. In gebieden met zoute kwel blijken zeer

hoge concentraties stikstof en fosfaat voor te komen in het grondwater en oppervlaktewater (STEENVOORDEN en PANKOW, 1976).

De toevoer van meststoffen aan de bodem is door een toenemende intensivering in de landbouw sterk toegenomen. Met name in de intensieve veehouderij komen grote hoeveelheden dierlijke meststoffen beschikbaar, vaak meer dan nodig is om de mestbehoefte van het eigen bedrijf te dekken. Plaatselijk kan dit aanleiding geven tot overmatige bemesting.

Met een toename van het bemestingsniveau neemt de uitspoeling naar het grondwater toe (STEENVOORDEN en OOSTEROM, 1977). In tabel 2 is de chemische samenstelling van het ondiepe grondwater (0,5 en 2,5 meter onder de grondwaterspiegel) vermeld voor verschillende bemestingsniveaus op zandgrond.

Tabel 2. Chemische samenstelling van het grondwater op 0,5 en 2,5 meter onder de grondwaterspiegel in relatie met het bemestingsniveau van landbouwpercelen op zandgrond en in vergelijking met natuurterreinen op zandgrond

Bepaling	Natuurterreinen (zand)		Normaal bemestingsniveau (<45 mg Cl/l)		Hoog bemestingsniveau (>45 mg Cl/l)	
	0,5 m	2,5 m	0,5 m	2,5 m	0,5 m	2,5 m
Cl <sup>-</sup> (mg/l)	12	13	34	31	58	66
NO <sub>3</sub> -N (mg N/l)	0,3	0,3	2,3	0,5	8,4	1,7
NO <sub>2</sub> -N "	0,01	0,01	0,04	0,01	0,03	0,02
NH <sub>4</sub> -N "	0,6	0,6	0,8	0,9	1,6	3,4
Org. N "	0,4	0,4	0,7	0,6	0,7	0,3
Tot. N "	1,3	1,3	3,8	2,0	10,7	5,4
Ortho P (mg P/l)	0,05	0,07	0,08	0,17	0,04	0,08
Tot. P "	0,08	0,10	0,29	0,19	0,16	0,15

Met name de uitspoeling van stikstof in de vorm van NO<sub>3</sub> neemt toe bij hogere bemesting. Door denitrificatie neemt het gehalte in het grondwater echter weer snel af. De fosfaatuitspoeling wordt niet of nauwelijks beïnvloed door het bemestingsniveau, omdat fosfaat zeer effectief wordt vastgelegd in de grond, vooral in de vorm van slecht oplosbaar Fe-, Al- en Ca-fosfaat.

Indien bedrijfsintensivering gepaard gaat met een verbetering van de cultuurtechnische situatie, bijvoorbeeld het verbeteren van de ontwatering of het opheffen van storende bodemlagen door grondverbetering, waardoor betere produktie-omstandigheden ontstaan dan behoeft de intensivering zeker niet een verhoogde uitspoeling naar het grondwater tot gevolg te hebben. De betere benutting van de meststoffen door het gewas, waardoor een hoger produktieniveau wordt bereikt, kan zelfs een afname van de uitspoeling geven (RIJTEMA, 1977).

In de tuinbouw is vanwege het intensieve produktieplan met meerdere teelten per jaar het bemestingsniveau aanzienlijk hoger. Met name in de glastuinbouw is dit het geval. Om verzouting van de grond te voorkomen wordt de grond hier regelmatig met water doorgespoeld. Tijdens dit doorspoelen worden grote hoeveelheden stikstof en fosfaat uitgespoeld naar het grondwater. HAMAKER (1975) heeft met behulp van lysimeteronderzoek de uitspoeling van nitraatstikstof, ortho-fosfaat en andere zouten gemeten. Tijdens de periode van doorspoeling werd in het drainwater een stikstofgehalte van ca. 100 mg  $\text{NO}_3\text{-N/l}$  en een ortho-fosfaatgehalte van ca. 10 mg P/l gemeten. Het betrof hier een bodemprofiel van slibhoudend zand met een humeuze bovenlaag.

In later onderzoek (HAMAKER, 1977) bleek, dat met name de fosfaatuitspoeling aanzienlijk lager kan zijn. Zo werd op een perceel, dat voorheen als grasland werd gebruikt en waar pas gedurende de laatste drie jaren glastuinbouw is uitgeoefend, een fosfaatconcentratie tussen 0,1 en 0,4 mg P/l in het drainwater en het grondwater gevonden. Tijdens het doorspoelen werden iets hogere concentraties tot 0,6 mg P/l in het drainwater gevonden.

Het is aannemelijk dat de P-uitspoeling mede wordt bepaald door het aantal jaren dat op een bepaalde plaats glastuinbouw is uitgeoefend. De capaciteit van de grond om fosfaat vast te leggen is niet onbepaald groot, zodat na een aantal jaren de P-uitspoeling zal toenemen. De grondsoort is hierbij van veel belang, met name het gehalte aan Fe, Al en Ca, en ook de zuurgraad en het organische stofgehalte van de grond.

#### 4.2. Vuilstortplaatsen

Verontreiniging bij vuilstortplaatsen treedt op doordat regenwater door het afval perkoleert en van daaruit de oplosbare stoffen meevoert

naar de ondergrond en het grondwater. Dit perkolatiewater is sterk verontreinigd, zoals blijkt uit tabel 3.

Tabel 3. Chemische samenstelling van het perkolatiewater uit pas gestort afval

Componenten		SVA (1974)	ZANONI (1973)	MEAD and WILKIE (1972)
COD	mg/l	63 900	--	-
BOD	"	-	33 100	32 400
Cl	"	3 950	1 810	2 240
SO <sub>4</sub>	"	1 740	560	630
HCO <sub>3</sub>	"	14 430	-	-
Organisch N	"	390	320	550
Anorganisch HN <sub>4</sub> -N	"	1 410	790	845
NO <sub>3</sub> -N	"	-	-	-
Totaal PO <sub>4</sub>	"	25,5	9,6	-
Ortho PO <sub>4</sub>	"	6,8	-	-
Totaal Fe	"	1 590	270	305
Ca	"	2 625	2 190	-
Mg	"	450	340	-
Na	"	2 990	1 470	1 805
K	"	1 800	1 115	1 860
Zn	"	30	-	5,6
Ni	"	1,05	-	-
Cd	"	0,25	-	-
Cr	"	0,12	-	-
Pb	"	0,30	-	-
Cu	"	0,30	-	-
pH		5,7	-	-
EC (25 °C)	µS/cm	32 400	-	-

Als gevolg van afbraakprocessen in het afvalstort worden slechts oplosbare organische stoffen afgebroken tot eenvoudige, goed oplosbare afbraakprodukten (vooral lagere organische zuren). Het zuurstofverbruik van het perkolatiewater is daardoor bijzonder hoog (COD: ca. 60 000 mg O<sub>2</sub>/l)

De hoeveelheid perkolatiewater is afhankelijk van het neerslagoverschot, de infiltratiecapaciteit van het afval en de oppervlakkige afstroming van water. Water dat zijdelings uit het afvalstort komt zal veelal in de sloten rondom de vuilstortplaats terecht komen en daar het oppervlaktewater verontreinigen. Het perkolatiewater dat in de bodem infiltreert en het grondwater bereikt, zal een veel langere weg afleggen voordat dit het oppervlaktewater bereikt. Dankzij de grote zuiveringscapaciteit van de bodem zal het dan weinig problemen meer geven. In dat geval is er wel sprake van grondwaterverontreiniging, vooral op korte afstand van de stortplaats.

Afhankelijk van de geologische opbouw van het bodemprofiel kan de verontreiniging diep doordringen in een watervoerend pakket. Figuur 5 geeft hiervan een voorbeeld. Vergelijking van het geleidingsvermogen van het grondwater bovenstrooms en benedenstrooms toont aan, dat de stroombaan afkomstig van de vuilstortplaats hier doordringt

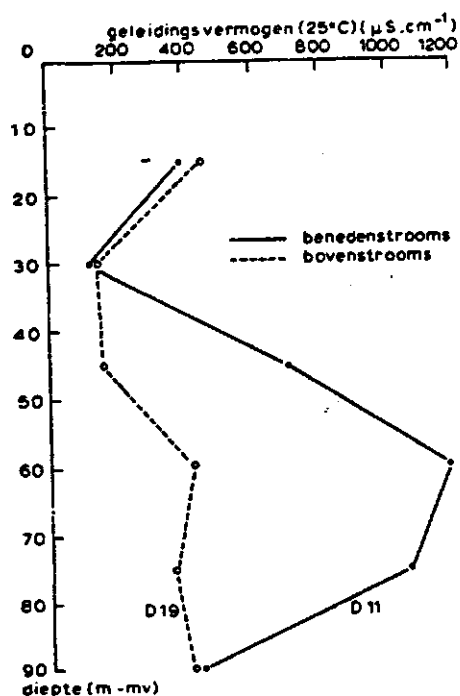


Fig. 5. Geleidingsvermogen van het grondwater ca. 200 m benedenstrooms (D 11) en bovenstrooms (D 19) van een vuilstortplaats (naar HOEKS, TOUSSAINT en LOOIJEN, 1975)

tot een diepte van 50 à 75 meter. Behalve het Cl-gehalte is hier ook het gehalte aan Na, NH<sub>4</sub>, Ca, Mg en Fe hoger dan in het bovenstroomse grondwater. Dankzij de sterke zuivering is de verontreiniging met opgeloste organische stoffen gering (HOEKS, TOUSSAINT en LOOIJEN, 1975).

Adsorptie heeft tot gevolg dat het betreffende ion trager beweegt in de bodem dan het water. Dit blijkt uit figuur 6, waar in een grondwaterfilter benedenstrooms van een vuilstortplaats het  $\text{NH}_4^+$ -ion met een vertraging van ongeveer  $1\frac{1}{2}$  jaar ten opzichte van het  $\text{Cl}^-$ -ion passeert. De COD-curve illustreert dat er aanvankelijk nog een COD-verhoging tot circa  $100 \text{ mg O}_2/\text{l}$  optreedt. Daarna is de afbraak zodanig op gang gekomen, dat de COD zich stabiliseert op ca.  $50 \text{ mg O}_2/\text{l}$ . De eerder besproken doorbraakcurven van kolomproeven gaven soortgelijke effecten te zien.

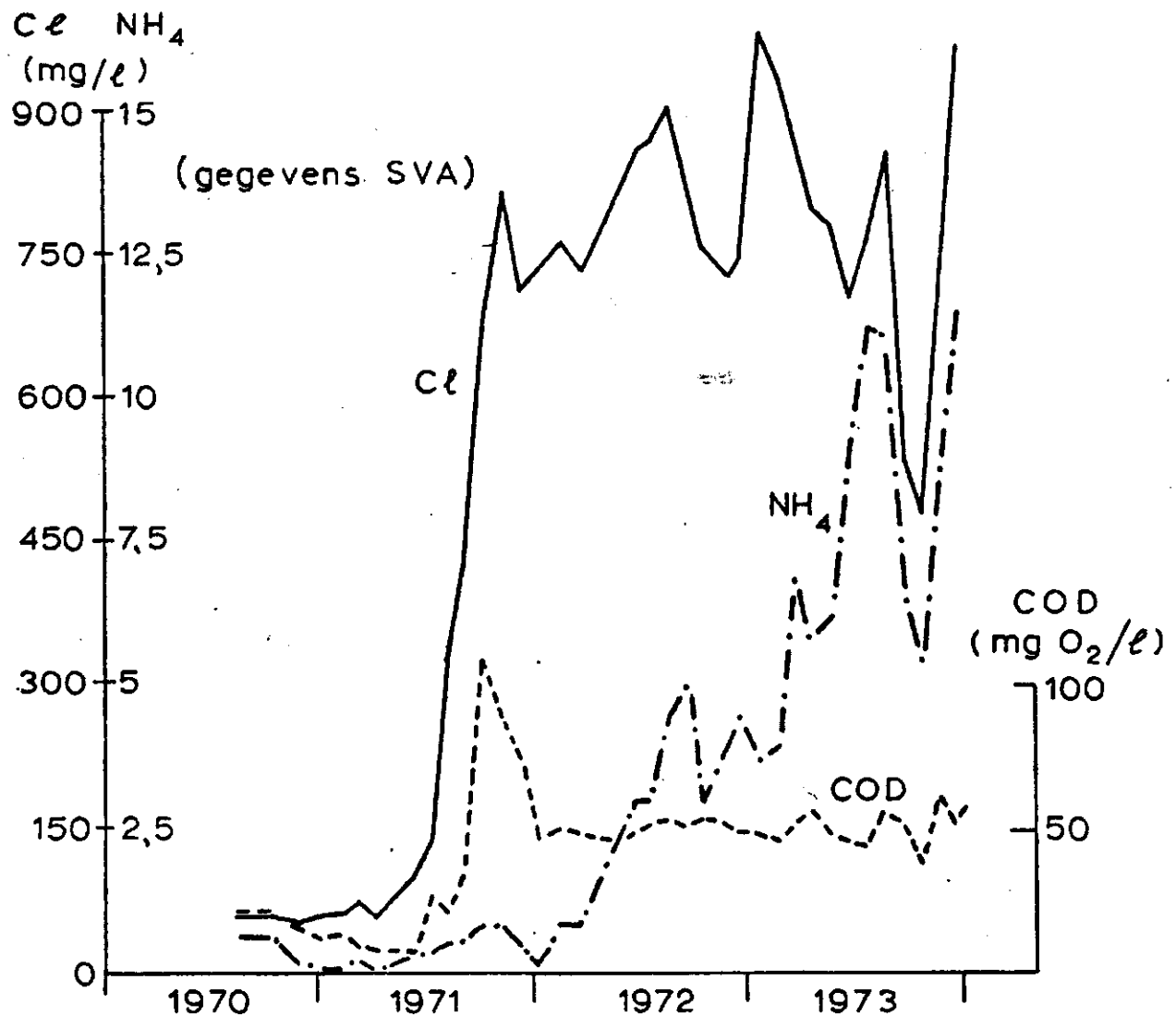


Fig. 6. Verloop van de concentraties  $\text{Cl}$ ,  $\text{NH}_4$  en COD in het grondwater op 6 - 6,50 m diepte, en 10 m benedenstrooms van de vuilstortplaats in de gemeente Ambt-Delden (naar gegevens van SVA, 1973 en 1974)

Het vermogen van een grond om positief geladen ionen (kationen) te kunnen adsorberen wordt uitgedrukt in de adsorptiecapaciteit (CEC = cation exchange capacity). Deze adsorptiecapaciteit en de kationen die zijn geadsorbeerd (kationbezetting) kunnen op het laboratorium worden bepaald. De kationbezetting van het adsorptiecomplex in de bodem blijkt sterk te veranderen na passage van het perkolatiewater uit een vuilstort. In tabel 4 wordt daarvan een voorbeeld gegeven voor een zandige zavelgrond.

Tabel 4. Veranderingen in de bezetting van het adsorptiecomplex in een zavelgrond, onder invloed van perkolatiewater uit een vuilstortplaats (CEC = 7,8 meq/100 gram grond)

Kation	Bezetting van het adsorptiecomplex (in % van CEC)	
	oorspronkelijk	na doorleiden van perkolatiewater
Na	0,0	33,6
K	4,6	10,6
NH <sub>4</sub>	0,2	8,6
Ca	91,1	28,8
Mg	3,9	0,3
Fe	0,2	17,6
Zn	0,0	0,2
Ni	0,0	0,2

Het blijkt dat de kationen Na, K, NH<sub>4</sub>, Fe, Zn en Ni zijn geadsorbeerd. Deze ionen zijn uitgewisseld tegen de oorspronkelijk aanwezige ionen Ca en Mg. Adsorptie van ionen heeft dus altijd desorptie van andere ionen tot gevolg.

#### 4.3. Vloei velden

Bij de verwerking van huishoudelijk of industrieel afvalwater op vloei velden wordt de bodem bewust ingeschakeld bij de zuivering van het afvalwater. Dit systeem wordt momenteel plaatselijk toegepast o.a. voor de zuivering van proceswater uit de aardappelmeelindustrie en voor de zuivering van het huishoudelijk afvalwater (rioolwater).



De bedoeling daarbij is om de zuivering zoveel mogelijk te laten plaatsvinden in de onverzadigde zone boven het grondwater, zodat de belasting van het grondwater minimaal is.

Door het afwisselend droogvallen en weer onder water zetten van de grond ontstaan afwisselend aerobe en anaerobe omstandigheden in de bodem. Op deze manier vindt in de bovengrond aerobe afbraak van organische stoffen plaats, terwijl  $\text{NH}_4$ -verbindingen door nitrificatie worden omgezet in  $\text{NO}_3$ -verbindingen. Onder anaerobe omstandigheden, tijdens het onder water zetten en vooral ook dieper in het profiel, verdwijnt het  $\text{NO}_3$ -ion door denitrificatie (vorming van  $\text{N}_2$ ). Aldus kan een zeer efficiënte verwijdering van opgeloste stoffen en N-verbindingen worden bereikt.

Enkele gegevens omtrent de samenstelling van het afvalwater en het grondwater of drainwater op dergelijke vloeivelden zijn vermeld in tabel 5 (naar gegevens van DE HAAN, 1972).

Tabel 5. Samenstelling van afvalwater en grondwater of drainwater op een aantal vloeivelden op zandige profielen voor de verwerking van proceswater van de aardappelmeelindustrie, afvalwater uit een bierbrouwerij en rioolwater van de stad Tilburg (naar gegevens van DE HAAN, 1972; gemiddelde van metingen in periode aug. '71 t/m jan. '72)

Component	Rioolwater Tilburg <sup>1)</sup>		Trappistenbierbrouwerij <sup>2)</sup>		Aardappelmeelfabriek WTM <sup>3)</sup>	
	afvalwater	drainwater	afvalwater	drainwater	afvalwater	bovenste 50 cm van het grondwater
COD	mg/l	-	-	-	8360	320
BOD <sub>5</sub>	"	381	9	385	20	3910
Kjeldahl-N	"	23	4,0	31	8,6	527
$\text{NH}_4$ -N	"	15,6	2,1	12,2	4,0	96
Organisch-N	"	4,5	1,2	10,1	2,7	286
$\text{NO}_2$ -N	"	0,1	0,1	-	-	0,5
$\text{NO}_3$ -N	"	0,2	12,0	-	-	13,8
Totaal P	"	10,8	0,5	12,3	1,0	46
Ortho-P	"	6,5	0,3	7,2	0,6	0,1
K	"	49	41	32	20	670
						197

1) ca. 350 mm afvalwater per maand

2) 240 mm afvalwater per maand

3) ca. 250 mm afvalwater per jaar (bevochtiging tijdens aardappelmeelcampagne in het najaar)

De vloeivelden voor zuivering van rioolwater in Tilburg zijn reeds ca. 45 jaar in gebruik. De zuivering in de bodem verloopt nog steeds zeer effectief, uitgezonderd voor het K-ion. De vloeivelden van de

Trappisten bierbrouwerij zijn sinds 5 jaar in gebruik. De zuivering in de bodem is vergelijkbaar met de vloeivelden voor het rioolwater. De W. T. M. -vloeivelden zijn reeds 40 jaar in gebruik. In het najaar vindt hier bevloeiing plaats met sterk verontreinigd proceswater van de aardappelmeelindustrie. Ook hier treedt een behoorlijke zuivering op, hoewel er nog wel sprake is van enige belasting van het grondwater.

Fosfaatverbindingen uit het afvalwater worden in de meeste gronden zeer efficiënt verwijderd door vastlegging in de vorm van moeilijk oplosbaar Fe-, Al-, of Ca-fosfaat. Op de vloeivelden in Tilburg is de accumulatie van fosfaat in de bovengrond met grondmonsteranalyses zeer duidelijk vastgesteld (DE HAAN, 1975).

Naast de verwerking van afvalwater op vloeivelden, wordt met name het aardappelmeelafvalwater en soms ook rioolwater of effluent van zuiveringsinstallaties verregend op landbouwgronden. De doseringen worden dan afgestemd op de bemestingswaarde van het afvalwater (N, P en K). De toegediende hoeveelheden zijn daardoor aanzienlijk lager, zodat het grondwater slechts in geringe mate worden belast (DRENT, 1976).

#### 4.4. Verkeerswegen

Ten behoeve van de verkeersveiligheid wordt tijdens de winter wegenzout gestrooid ter bestrijding van gladheid. In de laatste jaren schommelt de verkoop van wegenzout rond de 100 000 ton NaCl per jaar. Dit strooizout komt door verstuiving en afspoeling op de wegbermen terecht en bereikt vervolgens het grondwater en het oppervlaktewater.

De zoutverstuiving is gedurende een tweetal winters (74/75 en 75/76) gemeten op een proefobject langs Rijksweg A 12 bij Veenendaal (fig. 7). De weersomstandigheden tijdens en na het strooien blijken veel invloed te hebben op de mate van verstuiving. Belangrijke factoren zijn: de windrichting, de windsnelheid, de neerslaghoeveelheid en de neerslagduur. Zoutverstuiving treedt vooral op als het wegdek vochtig is. Het zout komt daarbij vooral op de benedenwindse berm terecht. Afhankelijk van de windrichting kan de belasting

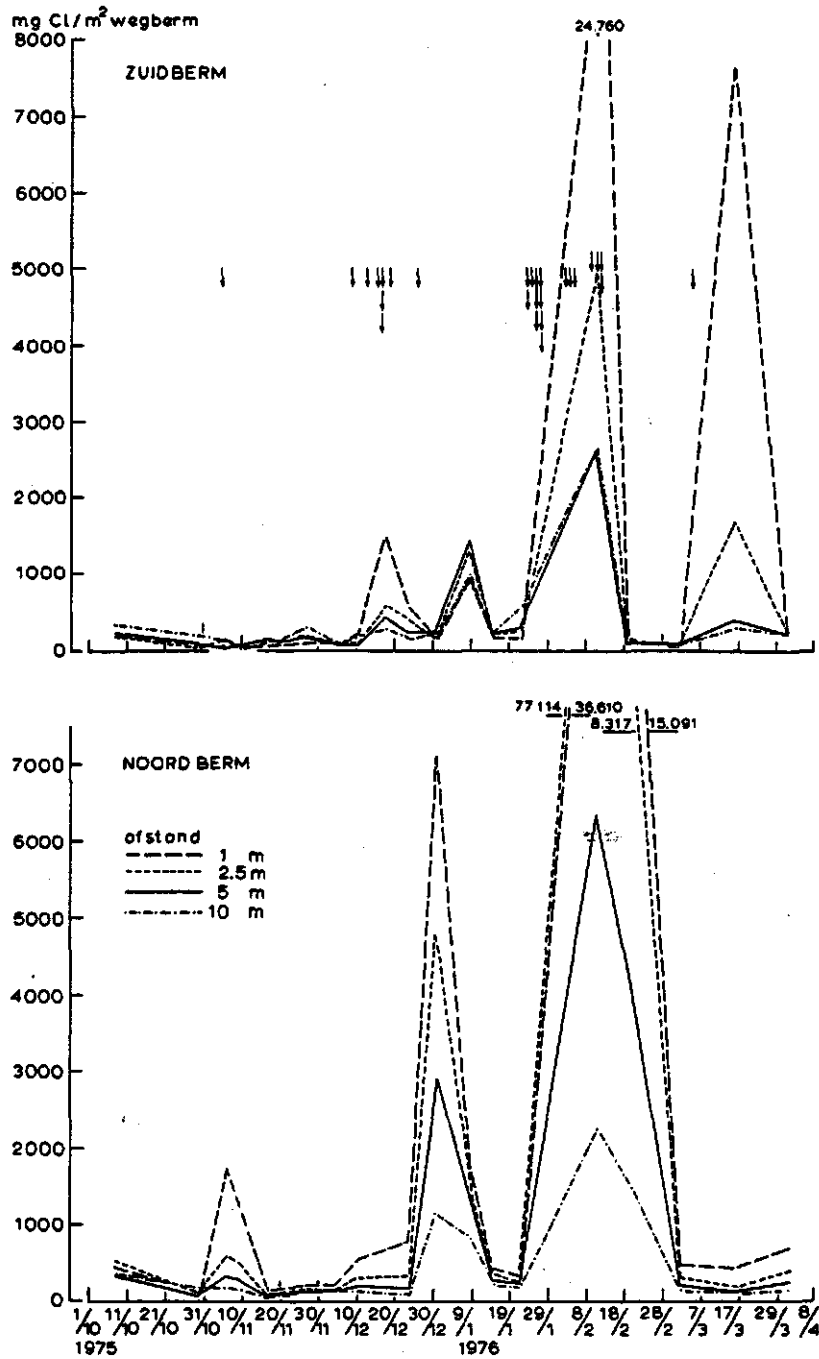


Fig. 7. Chloridebelasting via verstuing op wegbermen langs Rijksweg A 12 bij Veenendaal, gemeten op 1, 2½, 5 en 10 m vanaf de weg (winter 75/76). De strooi beurten zijn aangegeven met pijltjes, waarbij elk pijltje één strooi beurt van ca. 20 gram zout per m<sup>2</sup> weg voorstelt (naar HOEKS, TOUSSAINT en LOOIJEN, 1976)

van de bermen daarom onderling nogal eens verschillen. Gerekend over de gehele winterperiode 75/76 is 390 gram Cl verstoven naar de noordberm en 130 gram Cl naar de zuidberm (bermen zijn 12 meter breed).

Tijdens de winter 75-76 is op Rijksweg A 12 ter hoogte van Veenendaal, totaal 8 ton zout per kilometer weg uitgestrooid. Ongeveer 12% hiervan is verstoven naar de bermen en naastgelegen graslanden. De overige 88% moet met neerslag van het wegdek zijn gespoeld en zal vlak naast de wegverharding op de berm zijn terechtgekomen.

Het zoutgehalte in het bodemvocht wordt bepaald enerzijds door de zoutbelasting en anderzijds door de mate van zoutuitspoeling naar het grondwater. Vlak naast de weg is deze uitspoeling zeer sterk door het van het wegdek afstromende regenwater. Voor uitspoeling van het zout uit de laag 0-80 cm is ca. 250 mm effectieve neerslag nodig. Dankzij de extra doorspoeling vlak naast de weg is daar het zout reeds na 25 à 50 mm neerslag volledig uitgespoeld. Op grotere afstand zal echter 250 mm effectieve neerslag nodig zijn, hetgeen betekent dat het bijna een jaar zal duren voor het zout daar volledig is uitgespoeld. Dit verschil in doorspoeling heeft tot gevolg dat tijdens de zomerperiode de hogere Cl-gehalten in het bodemvocht worden gevonden op grotere afstand van de weg (zie tabel 3). Vlak naast de weg is alle zout vóór de zomer uitgespoeld, waardoor het Cl-gehalte hier zeer laag is.

De belasting van de bermen met zware metalen is op ditzelfde proefobject gemeten in de periode 8 juli - 5 augustus 1976. De gemiddelde belasting over deze periode is weergegeven in tabel 6.

Tabel 6. Belasting van wegbermen met zware metalen, gemeten langs Rijksweg A 12 (bij Veenendaal) in de periode 8/7 - 5/8 '76. De gegevens zijn gemiddelden van beide wegbermen over de gehele periode (naar gegevens van BEKER, 1977)

Afstand tot de weg (m)	Gemiddelde belasting in mg/m <sup>2</sup> - week					
	Pb	Zn	Cu	Ni	Cr	Cd
1	45,5	18,3	1,56	0,52	0,21	0,10
2½	17,7	8,4	0,85	0,47	0,11	0,06
5	9,2	7,6	0,53	0,23	0,07	0,04
10	4,8	7,4	0,36	0,27	0,06	0,03
25	1,6	2,3	0,22	0,15	0,02	0,01
50	1,0	1,6	0,17	0,21	0,01	0,01

Voor alle metalen is een duidelijke afstandsrelatie gevonden.

Zware metalen zijn in het algemeen weinig mobiel in de bodem, hetgeen blijkt uit de doorgaans sterke accumulatie in de bovengrond. Dit geldt zeker voor lood. Vlak naast de weg kan, vooral tijdens de winter, de mobiliteit echter belangrijk groter zijn door de vorming van complexen met Cl afkomstig van strooizout. Bij een Cl-concentratie van 4000 mg/l in het bodemvocht kunnen de volgende complexen worden gevormd:  $Pb Cl^+$ ,  $Pb Cl_2$ ,  $Zn Cl^+$ ,  $Cd Cl^+$  en  $Cd Cl_2$  (HAHNE en KROONTJE, 1973). Vooral de niet-geladen complexen  $Pb Cl_2$  en  $Cd Cl_2$  zijn mobiel omdat ze niet deelnemen aan adsorptieprocessen.

Bermbepantingen blijken veel hinder te ondervinden van het wegzout, vooral van het stuifzout dat zich afzet op takken, bladeren en knoppen ('contactschade'). Schade door zware metalen is minder bekend. De verontreiniging door zware metalen kan wel problemen geven als bermgras wordt gebruikt voor veevoer.

#### 4.5. Aardgaslekken

Lekkage van aardgas uit ondergrondse gasleidingen is een verschijnsel dat voornamelijk in stedelijke gebieden van belang is en daar een reële bedreiging vormt voor straatbeplantingen. Direct na de omschakeling van stadsgas op aardgas zijn de gasverliezen door lekkage plaatselijk zeer hoog geweest. Maar ook nu worden gasbedrijven en plantsoendiensten nog voortdurend geconfronteerd met gaslekken en afstervende straatbomen. Het effect van aardgaslekkege op de bodem en de straatbeplanting is uitvoerig beschreven door HOEKS (1972).

Aardgas bestaat voor 85% uit koolwaterstoffen met als belangrijkste bestanddeel methaangas (81,9%). De overige 15% bestaat uit stikstofgas (14%) en koolzuurgas (0,9%). Het aardgas is als zodanig niet giftig voor planten.

Bij een aardgaslek vinden in de bodem processen plaats die het best kunnen worden toegelicht aan de hand van figuur 8. Het methaangas uit het lek wordt in de bodem door micro-organismen geoxydeerd volgens de reactie:



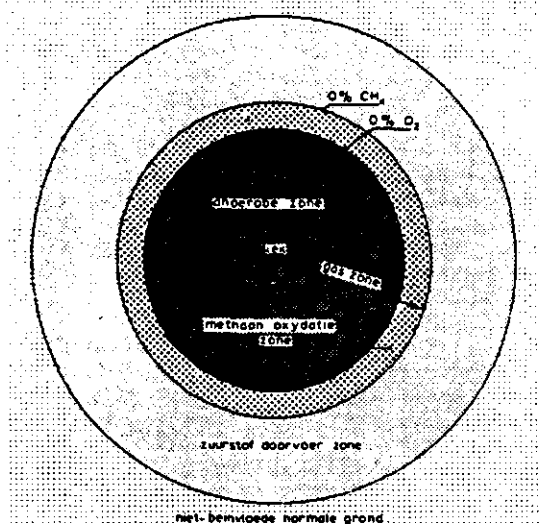
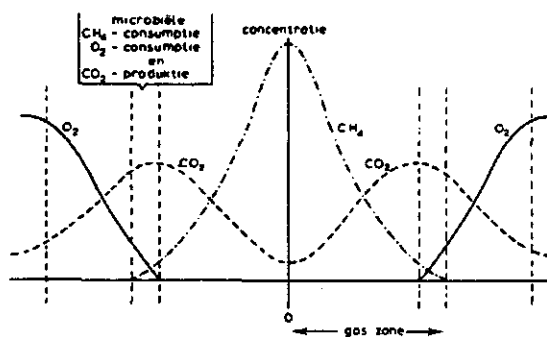


Fig. 8. Schematische voorstelling van de samenstelling van de bodematmosfeer bij een aardgaslek (naar HOEKS, 1972)



Deze oxydatie gebeurt in een betrekkelijk smalle zone, de zgn. methaan-oxydatiezone. Direct rond het lek, in de anaerobe zone, kan deze oxydatie niet plaatsvinden wegens afwezigheid van zuurstof. In de methaan-oxydatiezone wordt CH<sub>4</sub> aangevoerd vanuit het gaslek en O<sub>2</sub> vanuit de normale, niet-beïnvloede grond. De bij de oxydatie gevormde CO<sub>2</sub> veroorzaakt hoge CO<sub>2</sub>-gehalten in de bodem (tot 20 vol. %).

Aardgaslekkage geeft vooral problemen omdat binnen de bebouwde kom de ventitatie van de bodem vaak veel te wensen overlaat door de diverse soorten bestratingen, zoals asfalt- of klinkerwegen, trottoirs, parkeerplaatsen, enz. Daardoor kan zelfs een klein gaslek (bijv. 25 liter per uur) aanleiding zijn tot het afsterven van straatbomen. De invloedssfeer van een gaslek is uiteraard afhankelijk van de lekgrootte en verder van de aard van het wegdek, de diepte van het grondwater, de grondsoort en het gasgevuuld porienvolume van de grond. Ook de bodemtemperatuur heeft veel invloed met name op de microbiologische oxydatie van het methaangas.

Het afsterven van de straatbeplantingen bij gaslekken is het gevolg van zuurstofgebrek in de bodem. De maatregelen bestaan allereerst uit het zo snel mogelijk repareren van de gaslekken en het verbeteren van de bodemventilatie met behulp van ventilatiekanalen (boorgaten van 70 cm diep met daarin een geperforeerde pvc-koker afgedekt met een gatentegel).

Tijdige opsporing en doelmatige bestrijding van gaslekkage is belangrijk voor het behoud van de stedelijke beplantingen. Hiertoe is een goede samenwerking tussen gasbedrijven en plantsoendiensten vereist.

#### 4.6. Olielekkage

De aanwezigheid van olieachtige componenten in het grondwater is voor drinkwatermaatschappijen een van de meest gevreesde verontreinigingen vanwege het reuk- en smaakbezwaar. Eén liter olie of benzine is voldoende om 1 miljoen liter water onbruikbaar te maken voor de bereiding van drinkwater.

Olieverontreiniging in de bodem kan optreden door lekkages uit ondergrondse transportleidingen of ondergrondse tanks voor opslag van olie of benzine. Ook kan olie in de bodem terechtkomen door ongevallen met tankauto's of illegale lozing van afgewerkte olie. Lekkages uit ondergrondse leidingen of tanks worden in veel gevallen pas zeer laat of helemaal niet ontdekt, tenzij het om grote hoeveelheden gaat.

Als olie of benzine in de bodem terechtkomt en het grondwater bereikt, blijft het op het grondwater drijven en wordt aldus meegevoerd in de richting van de grondwaterstroming. De olie of benzine blijft in de bodem mobiel zolang het gehalte hoger is dan de zgn. 'restverzadiging'. Afhankelijk van de oliesoort en de grondsoort bedraagt deze restverzadiging 5 à 20% van het poriënvolume.

Aangezien de olie voortdurend in contact is met grondwater en infiltrerend regenwater zullen de koolwaterstoffen uit de olie, zij het in geringe mate, in oplossing gaan. De opgeloste oliecomponenten kunnen met de grondwaterstroming dieper in het grondwater doordringen.

In de met olie verontreinigde grond boven het grondwater vindt afbraak van de oliecomponenten plaats, waarbij de koolwaterstoffen worden geoxydeerd. Hierdoor kunnen in de bovengrond lage zuurstofgehalten ontstaan. De gevormde oxydatieprodukten zijn door hun meer polaire karakter beter oplosbaar in water dan de oorspronkelijke koolwaterstoffen. Deze oxydatieprodukten, die eveneens sterk smaakbedervend zijn, kunnen dus veel gemakkelijker worden afgevoerd naar het grondwater (zie COOW-interimrapporten, 1975-1977).

Gelukkig worden de meeste koolwaterstoffen in meer of mindere mate aan de bodem geadsorbeerd, waardoor ze zich met een zekere vertraging ten opzichte van de grondwaterstroming door de bodem verplaatsen. Ten aanzien van de afbraak van deze opgeloste oliecomponenten in het grondwater (meestal onder anaerobe omstandigheden) is nog weinig bekend. Waarschijnlijk zullen de COOW-experimenten hierover meer informatie kunnen geven.

Omdat de olie of benzine op het grondwater blijft drijven, is het in bepaalde gevallen mogelijk om de verontreinigde grond uit te graven en de olie op te pompen. Indien het grondwater verontreinigd is met opgeloste koolwaterstoffen zal soms worden besloten tot langdurige retourbemaling.

## 5. DISCUSSIE EN CONCLUSIES

De genoemde voorbeelden van bodemverontreiniging tonen aan, dat de zuiveringscapaciteit van de grond groot is. Dit is mede te danken aan de doorgaans trage stroming van het grondwater, waardoor de verblijftijd van het water in de bodem vaak vele tientallen jaren bedraagt. Hoewel de zuiveringsprocessen in de bodem kwalitatief redelijk bekend zijn, ontbreken nog veel kwantitatieve gegevens omtrent de zuiveringscapaciteit van verschillende grondsoorten ten aanzien van een groot aantal verontreinigende stoffen. Dergelijke gegevens over biochemische afbraak, adsorptie of chemische processen zijn nodig om de verplaatsingssnelheid van opgeloste stoffen in het grondwater te berekenen (HOEKS, 1977a).

Voor het vaststellen van beschermingszones in waterwingebieden en voor het al dan niet toestaan van bepaalde activiteiten binnen die



zones zijn dergelijke berekeningen essentieel. Momenteel wordt echter, ook al door het ontbreken van de gegevens, nog nauwelijks rekening gehouden met de interactieprocessen in de bodem. Uit veiligheidsoverwegingen wordt daarom aangenomen dat er geen afbraak of adsorptie plaatsvindt.

De verblijftijd in de bodem is in belangrijke mate afhankelijk van de hydrologische omstandigheden. Bij de keuze van terreinen voor verwerking van afvalstoffen is het daarom gewenst om vooraf een geohydrologisch onderzoek te verrichten om een indruk te krijgen van de te verwachten verontreiniging van grondwater en oppervlaktewater.

## 6. LITERATUUR

- BEKER, D., 1977. Mobiliteit van zware metalen in de grond onder een vuilstort. Wageningen. Nota ICW, 959, 45 pp.
- , 1977. Belasting van de wegbermen van Rijksweg 12 met zware metalen. Wageningen. Nota ICW, 978, 23 pp.
- BOTS, W.C.P.M., P.E. JANSEN en G.J. NOORDEWIER, 1977. Fysisch-chemische samenstelling van oppervlakte- en grondwater in het Noorden des Lands. Een studie in het kader van het Integraal Structuurplan Noorden des Lands. Regionale Studie ICW (in druk).
- COOW, 1974 - 1977. Interim-rapporten van het Contactcentrum Olie-industrie - Openbare Watervoorziening (COOW) over lysimeteronderzoek betreffende olieverontreiniging in de bodem. Secretariaat: Postbus 70, Rijswijk (Z-H).
- DRENT, J. 1976. Verwerking van proceswater van de aardappelmeelindustrie in de landbouw. Regionale Studies ICW 10, 49 pp.
- HAAN, F.A.M. DE, 1972. Resultaten van belasting van de bodem met grote hoeveelheden afvalstoffen. Nota ICW, 657, 56 pp.
- , 1975. Interaction-mechanisms in soil in relation to soil pollution and groundwater quality. Versl. en Meded. Comm. Hydr. Onderz. TNC 21:34-51. Techn. Bull. ICW 95.

- HAHNE, H.C.H. and W. KROONTJE, 1973. Significance of pH and chloride concentration on behaviour of heavy metal pollutants. *J. Envir. Qual.* 2: 444-450.
- HAMAKER, Ph., 1975. Lysimeteronderzoek betreffende uitspoeling van zouten en meststoffen uit een kasgrond van lichte textuur. *Nota ICW*, 877.
- HAMAKER, Ph. en J. VAN BEUSEKOM, 1977. Onderzoek naar de water- en mineralenhuishouding op een glastuinbedrijf. *Nota ICW*, 981.
- HOEKS, J., 1972. Effect of leaking natural gas on soil and vegetation in urban areas. *Agric. Res. Rep.* 778, Pudoc, Wageningen.
- , 1975. Pollution of soil and groundwater from land disposal of solid wastes. *Versl. en Meded. Comm. Hydrol. Onderz. TNO 21: 70-86. Techn. Bull. ICW 96.*
- , 1977. Mobility of pollutants in soil and groundwater near waste disposal sites. IAHS-publication no. 123. Symposium Amsterdam, oktober 1977.
- , 1977a. Berekening van grondwaterverontreiniging bij puntbelastingen. *Nota ICW*, 968.
- HOEKS, J., C.G. TOUSSAINT en W. LOOIJEN, 1975. Kwaliteit van grondwater en oppervlaktewater bij het afvalverwerkingsbedrijf van de VAM in Wijster. *Nota ICW*, 887, 28 pp.
- , 1976. Zoutbelasting van de wegbermen langs Rijksweg 12 bij Veenendaal t.g.v. de gladheidsbestrijding (winter 1975/1976). *Nota ICW*, 923, 10 pp.
- MEAD B.E. and W.G. WILKIE, 1972. Leachate prevention and control from sanitary landfills. *Waste Age. March/April: 8.*
- RIJTEMA, P.E., 1977. Een benadering voor de stikstofemissie uit het graslandbedrijf. *Nota ICW*, 929, 17 pp.
- , 1977. Waterkwaliteitsonderzoek. In: Aspecten van een twintigtal jaren cultuurtechnisch onderzoek. *Cult. Tijdschr.* 17/3, okt/nov. 1977.
- RIJTEMA, P.E. en J. HOEKS, 1977. Bodemgebruik en waterkwaliteit. *Heterosis-cursus 1977-1978. Wageningen.*
- STEENVOORDEN, J.H.A.M., 1976. Nitrogen, phosphate and biocides as influenced by soil factors and agriculture. *Proc. and Inf. No. 21. Comm. Hydrol. Res. TNO 52-69. Techn. Bull. ICW. 97.*

STEENVOORDEN, J. H. A. M. en J. PANKOW, 1976. De eutrofiëring van een kreek aan het Veerse Meer en de invloed hierop van uitgemaalend polderwater. Nota ICW, 910.

STEENVOORDEN, J. H. A. M. en H. P. OOSTEROM, 1977. De chemische samenstelling van het ondiepe grondwater bij rundveehouderijbedrijven. Nota ICW, 964, 23 pp.

SVA, 1973. Onderzoek Centrale Stortplaats van het OLVT bij Zeldam (gemeente Ambt-Delden). Rapport IV, SVA, 498, Amersfoort.

—————, 1974. Rapport 5: Grondwaterverontreiniging bij de vuilstortplaats Ambt-Delden. SVA, 938, Amersfoort.

ZANONI, A. E., 1973. Potential for groundwater pollution from the land disposal of solid wastes. CRC. Critical Reviews in Environment Control: 226-260.