

Fosfaat en duin-infiltratie: een experimentele benadering

Inleiding

Sinds enige tientallen jaren wordt in vele duingebieden t.b.v. de drinkwatervoorziening oppervlaktewater geïnfiltreerd en gewonnen. De voedselrijkdom van dit water heeft tot gevolg gehad dat authentieke duinvegetaties, gebonden aan een voedsel-arm milieu, steeds verder zijn verdrongen. Fosfaat blijkt een sleutelrol te vervullen bij deze zogeheten vervuiling [Van Dijk en Janssen, 1981]. In maagdelijke duingrond blijkt fosfaat grotendeels te worden gebonden. Na enige tijd gaat het fosfaat-

tratie. Volgens De Groot [1981] kan dit zich, al naar gelang de snelheid van het bindingsproces en de verblijftijd in de grond, voordoen als een zich laat inzetten- de, maar daarna snel verlopende reactie, of als een zich vroeg inzettende maar traag verlopende reactie.

De meeste duinwaterleidingmaatschappijen zijn enige jaren geleden hun infiltratiewater gaan voorzuiveren of zullen dit binnenkort gaan doen. Het gevolg is een gemiddeld beduidend lagere fosfaatconcentratie in de infiltratiebekkens. In de toekomst kan de defosfatering mogelijk nog verder gaan. Dit is uiteraard een in principe toe te juichen ontwikkeling, maar er wordt ook een dringende vraag door opgeroepen: wat zal er gebeuren met de zeer grote hoeveelheden fosfaat die inmiddels in de duin- grond zijn achtergebleven? Kunnen zij weer desorberen, met alle gevolgen van dien voor de vegetatie? De Groot [1981] doet hierover enige sombere voorspellingen, maar stelt tevens dat nader onderzoek noodzaak is.

Het hier beschreven onderzoek is opgezet om vanuit het laboratorium inzicht in het bovenstaand probleem te verkrijgen. Meer specifiek waren de vraagstellingen:

1. Op welke wijze is de fosfaatbinding tijds-afhankelijk?
2. Hoe ligt het evenwicht tussen fosfaat in de oplossing en het gebonden fosfaat?
3. Is de fosfaatbinding geheel of gedeel- telijk reversibel?
4. Hoe is dit alles afhankelijk van tempe- ratuur, pH en zuurstofgehalte, binnen ranges die relevant zijn voor het veld?
5. En hoe van de bodemkarakteristieken en infiltratie-voorgeschiedenis?

De vraagstellingen 1 en 2 hebben in het onderzoek de nadruk gekregen. Hoewel in het onderstaande kwantitatieve resultaten zullen worden gepresenteerd, zal in dit korte bestek de bespreking en interpretatie vooral kwalitatief zijn.

Proefopzet en methoden

Teneinde een zo breed mogelijk inzicht te verkrijgen is het experiment uitgevoerd met grondmonsters van een verschillende samenstelling en infiltratie-voorgeschiedenis. Boringen werden verricht in de zomer van 1980 op een diepte van 1 tot 2 m onder het grondwaterpeil. Vijf bijeenliggende boringen werden gemengd, 24 uur gedroogd bij 35 °C en gezeefd over 2 mm. Tabel I karakteriseert de plaatsen waar de aldus verkregen mengmonsters zijn genomen. Elk monster werd gesplitst in een groot aantal delen van 10,00 g drooggewicht en in polyethyleen potjes gedaan, die tegen het daglicht werden afgeschermd. Hieraan werd 100 ml zoutoplossing toegevoegd waarin de meeste belangrijke ionen (behalve fosfaat) voorkwamen in de gemiddelde grondwaterconcentraties uit de jaren '77 tot '80: 70 mg Cl/l (HCl, KCl), 40 mg Ca/l (CaCO₃) (veld: 175 mg/l), 6 mg K/l (KCl, KH₂PO₄); 5 mg N/l (HNO₃). De potjes werden elke dag geschud door tweemaal keren.

De vraagstellingen 1, 2 en 3 zijn benaderd d.m.v. een proef waarin de omstandigheden van pH, zuurstofconcentratie en tempera- tuur constant waren, en zo dicht mogelijk bij die in het veld. Aan de potjes werd toegevoegd: 0,00 – 0,05 – 0,10 – 0,20 – 0,30 of 0,50 mgP/l als KH₂PO₄. Per toevoeging en per monsterpunt werden steeds 10 potjes gebruikt, te analyseren na 24, 48, 96, 300, 750 en 1500 uur, waarvan 2 tijdstippen in triplo. De omstandigheden waren: – pH: 7,6 ± 0,1 (veld: vrijwel gelijk) – zuurstof: 7 - 10 mg/l (veld: 5 à 6 mg/l) – temperatuur: 10 - 19 °C (gelijk aan het Leidse leidingwater).

Vraagstelling 4 is benaderd d.m.v. een proef met de monsters A en B, waarin pH, zuurstofgehalte en temperatuur werden gevarieerd. Hiertoef werd per monster een aantal potjes twee maanden weggezet, ge- deeltelijk zuurstofverzadigd en gedeeltelijk zuurstofarm (< 1 mg/l d.m.v. doorborre- ling met stikstof), met pH en temperatuur



E. v. OOSTERHOUD
Vakgroep Milieubiologie,
RU Leiden



G. C. JANZE
Vakgroep Milieubiologie,
RU Leiden



W. T. DE GROOT
Centrum voor Milieukunde,
RU Leiden

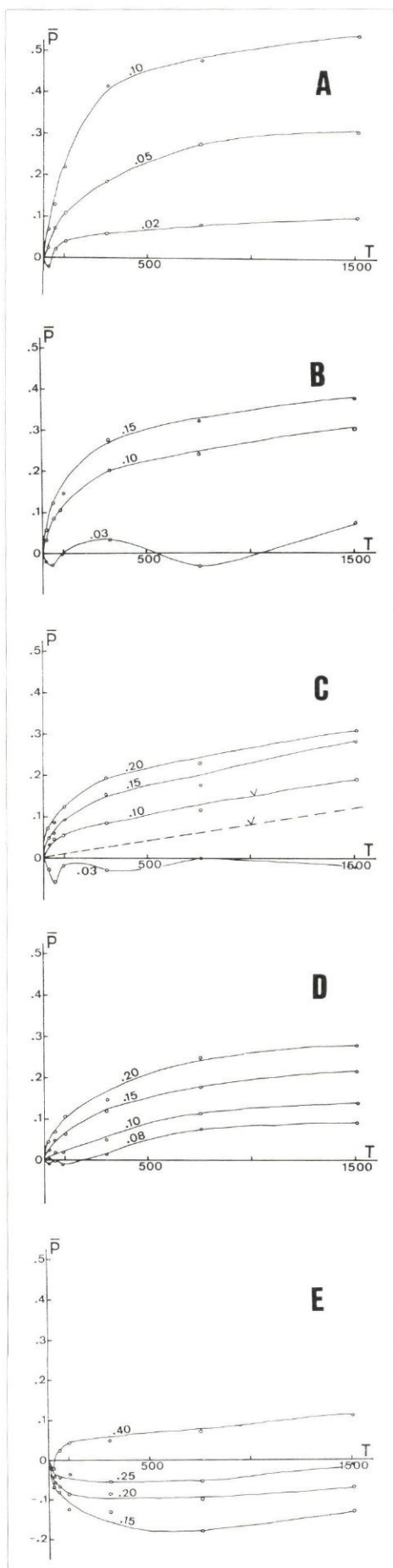


H. W. J. VAN DIJK
Vakgroep Milieubiologie,
RU Leiden

gehalte in het gewonnen water echter stijgen. Steenkamp [1979] noemt dit het ogenblik van begin van fosfaat-doorslag. Op den duur wordt in het gewonnen water een belangrijke fractie van het geïnfiltreerde fosfaat teruggevonden, terwijl voor som- mige stroomlijnen de fosfaat-output zelfs hoger kan worden dan de invoer-concen-

TABEL I - Karakteristieken van de monsters.
Geb. = gebied van monstername; M = Meijendel; B = Berkheide; X = afstand tot de infiltratieplas; [P_g] = jaargemiddelde concentratie orthofosfaat in het grondwater op de monsterplaats; P-bel = orthofosfaat-belasting van de monsterplaats, zijnde het produkt van [P_g] en de grondwatersnelheid; [P_e]_s = concentratie opgelost orthofosfaat waarbij de snelle bindingscomponent nul is; [P_e]_l = idem, waarbij de langzame bindingscomponent nul is; [P_e]₁₅₀₀ = idem, waarbij de binding na 1500 uur per saldo nul is; P_t = totaal-fosfaat in de grond; OrgP, Ca-P, Al-P en Fe-P = fosfaat in de grond, resp. geassocieerd met organische stof, calcium, aluminium en ijzer. '∞' betekent: ongeveer. Monster B staat alleen onder invloed van regenwater.

Monster	Geb.	X	[P _g]	P-bel.	[P _e] _s	[P _e] _l	[P _e] ₁₅₀₀	P _t	OrgP	Ca-P	Al-P	Fe-P	Opmerkingen
		m	mgP/l	gP/m ² .j			mgP/l		mgP/100 g droge grond				
A	M	120	0.038	0.5	∞ 0.016	∞ 0.016	0.016	9.9	2.00	6.6	0.38	0.30	veel organisch materiaal
B	M	320	0.012	0.03	∞ 0.033	∞ 0.024	0.025	8.2	0.53	6.2	0.34	0.12	natuurlijke [P _g] en P-bel.
C	M	1	0.082	13	∞ 0.040	∞ 0.028	0.035	10.6	0.89	8.3	0.41	0.03	
D	M	30	0.109	17	∞ 0.055	∞ 0.060	0.055	11.0	0.46	8.5	0.49	0.00	
E	B	1	0.580	105	∞ 0.300	< 0.150	0.247	11.9	0.98	7.4	0.84	0.26	hoge [P] inlaatwater



Afb. 1 De bindingskinetiek bij verschillende concentraties opgelost orthofosfaat.

T = tijd, in uren; $\bar{P}$ = uit de oplossing gebonden fosfaat, in mgP per 100 gram droge grond; bij de curven staat de orthofosfaat-concentratie in de oplossing, in mgP/l; A, B enz. = de verschillende monsters. Voor verklaring van de stippellijn zie tekst.

als boven. Daarna werd gedurende twee weken in steeds twee potjes één parameter gewijzigd:

- pH omlaag tot 6,5 m.b.v. HCl 0,24 n
- of pH omhoog tot 8,5 m.b.v. NaOH 0,1 n
- of zuurstofgehalte omlaag tot < 1 mg/l
- of zuurstofgehalte omhoog tot verzadiging
- of temperatuur omlaag tot 4 °C.

Als referentie werd in twee potjes geen verandering aangebracht.

I.v.m. vraagstelling 5 zijn de grondmonsters chemisch geanalyseerd. De resultaten zijn vermeld in Tabel I.

De chemische analyse-methoden waren als volgt. Opgelost orthofosfaat: filtratie over Whatman GF/A, spectrofotometrische analyse volgens Schouwenberg [1978], gemeten tegen een blanco zonder SnCl_2 . Totaal-P in bodem: natte destructie met Fleischmannzuur, volgens Houba et al. [1979]. Organisch P in de bodem: gloei-methode bij 500 °C [Saunders & Williams, 1955]. Al-, Fe- en Ca-gebonden fosfaat volgens Chang & Jackson [1957] en Peterson & Corey [1966]. De fosfaat-fractionering werd uitgevoerd door het Instituut voor Oecologisch Onderzoek 'Weevers Duin'.

De bindingssnelheid (aeroob, pH = 7,6)

Aan de hand van literatuurgegevens [o.a. Sawhney, 1977; Beek, 1979] werd verwacht, dat na 1500 uur (2 maanden) het evenwicht tussen opgelost en gebonden fosfaat zich zou hebben ingesteld. De laatste serie potjes is dan ook op dat tijdstip geanalyseerd. Voor alle analyse-tijdstippen tussen 24 en 1500 uur zijn de isothermen bepaald: de lijnen die aangeven hoe op die tijdstippen de relatie is tussen opgelost fosfaat (x-as) en uit de oplossing verdwenen (= gebonden) fosfaat (y-as). Voor een analyse van de bindingssnelheid zijn deze lijnen niet erg inzichtelijk, omdat in de potjes de concentratie opgelost fosfaat variabel is. Daarom worden per monster de snijpunten bepaald tussen de isothermen en een lijn evenwijdig aan de y-as, dus bij een constante concentratie opgelost fosfaat. Dit is een grafische simulatie van een kolomproef met een constante doorstroom-concentratie of een batch-proef met een grond-water-verhouding van vrijwel nul. Voor elk monster is dit gedaan voor enige concentraties binnen de range van in de potjes

werkelijk opgetreden P-concentraties, zodat de isothermen niet (interpreterend) behoeften te worden geëxtrapoleerd. Het resultaat is weergegeven in afb. 1.

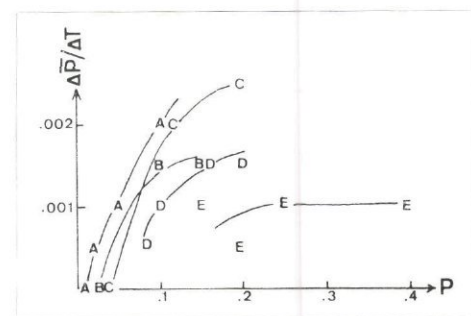
Te zien is o.a. dat in geen der gevallen na 1500 uur werkelijk een evenwicht tot stand gekomen is. De vorm van de lijnen in de eerste bindingsperiode is duidelijk anders dan de naar een rechte lijn neigende bindingsvorm in de periode na ongeveer 300 uur. Tevens blijkt voor monster E dat er eerst een nalevering op kan treden, terwijl later een bindingsproces de overhand krijgt. Het lijkt onwaarschijnlijk dat één chemisch mechanisme hiervoor verantwoordelijk kan zijn. Dit leidt tot de volgende conclusie:

- er is een relatief snel bindings- en naleveringsproces, dat grotendeels in evenwicht komt in een tiental dagen en dat de voornaamste oorzaak is van het verschil in gedrag tussen de monsters;
- gelijktijdig daaraan werkt een relatief langzaam proces, dat na 1500 uur nog niet in evenwicht is en voor alle monsters min of meer hetzelfde karakter heeft; binnen de gegeven fosfaat-ranges is dit proces altijd een bindingsproces.

De snelheid van het hier gepostuleerde langzame bindingsproces als functie van de concentratie opgelost fosfaat komt in de oorspronkelijke isothermenmundels tot uitdrukking in de afstand tussen de 750- en 1500-uur isothermen en in afb. 1 als de hellingshoek van het laatste deel der curven. Afb. 2 geeft deze snelheden, die, gezien de grote gevoeligheid voor meet-onnauwkeurigheden en andere mogelijke storingen, slechts grove schattingen zijn. Toch lijkt voor de meeste monsters een tendens aanwezig: de snelheid van het langzame bindingsproces groeit naarmate de concentratie opgelost fosfaat hoger wordt, maar vertoont in de hogere ranges de neiging constant te worden.

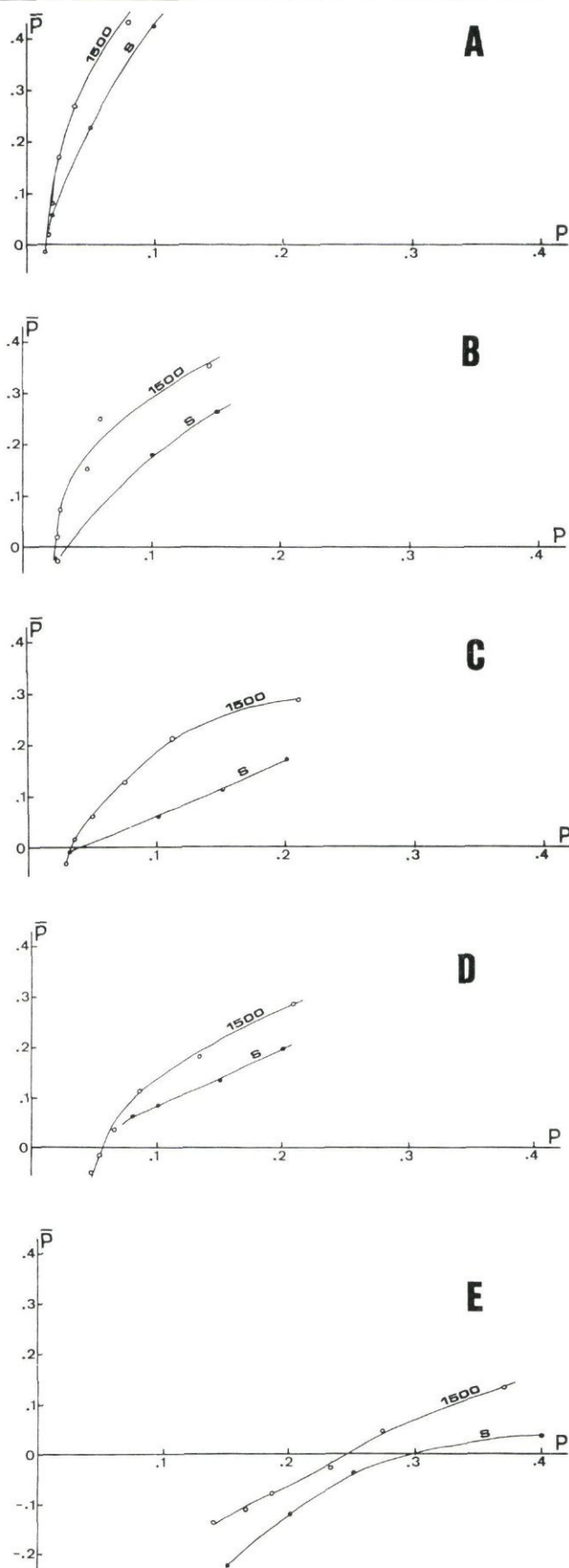
Afb. 2 - Geschatte snelheid van de langzame bindingscomponent bij verschillende concentraties opgelost orthofosfaat.

P = opgelost orthofosfaat; $\Delta\bar{P}/\Delta T$ = snelheid van de langzame bindingscomponent, in mgP per 100 gram droge grond per dag; A, B enz. = de verschillende monsters.



Afb. 3 - Isothermen van de snelle bindingscomponent en de totale binding na 1500 uur.

P = concentratie opgelost orthofosfaat; $\bar{P}$ = uit de oplossing gebonden fosfaat; S = isotherm van de snelle bindingscomponent; '1500' = isotherm na 1500 uur; A, B enz. = de verschillende monsters.



De binding na 1500 uur en de evenwichts-isotherm van de snelle bindings-component

Per monster kunnen de punten die weer-geven welke hoeveelheid fosfaat na 1500 uur is verdwenen (of nageleverd) uit de oplossing bij welke hoeveelheid opgelost fosfaat worden verbonden. Gevonden worden dan de isothermen, weergegeven in afb. 3. Geen van de curven blijkt een verzadigingskarakter te hebben; d.w.z. als er meer fosfaat zou zijn toegevoegd, zou er ook meer fosfaat zijn gebonden. Voor onze op de mogelijke gevolgen van defosfatering gerichte vraagstelling zijn de isothermen bij lage opgelost fosfaatconcentraties het meest van belang. Het blijkt dat bij alle monsters onder een zekere drempelconcentratie de binding negatief wordt, d.w.z. dat er fosfaat wordt nageleverd. De fosfaatconcentratie die na 1500 uur binding noch nalevering bewerkstelligt, is te bepalen als het snijpunt van de isothermen met de x-as. Dit zijn de 'evenwichts-concentraties na 1500 uur', vermeld in Tabel I.

Een tijdspanne van 1500 uur komt ongeveer overeen met de gemiddelde verblijftijd van infiltratiewater tussen infiltratieplas en winningsmiddelen. De relevantie van deze isotherm ligt dan ook in de mogelijkheid om een globale vertaling te maken van het laboratorium naar het veld. Voor een meer fundamentele interpretatie is het echter noodzaak, dat de snelle en langzame bindings-componenten apart zichtbaar zijn. Dit is mogelijk door de langzame binding per monster en per opgelost fosfaatconcentratie aan te nemen als een proces met een constante snelheid, en de zo voor elk tijdstip te berekenen hoeveelheid langzaam gebonden fosfaat af te trekken van het totaal. Grafisch is dit weergegeven in afb. 1, bij monster C en $[P] = 0,10 \text{ mgP/l}$. Gevonden wordt dan de hoeveelheid fosfaat die in het evenwicht van het snelle bindingsproces wordt gebonden, een evenwicht dat tot stand komt op wisselende tijdstippen tussen ongeveer 200 en 800 uur. Ook de snelle bindingscomponent heeft 'evenwichts-concentraties', weergegeven in Tabel I.

Bij de meeste monsters vertonen de isothermen van de snelle binding en de binding na 1500 uur een snijpunt binnen de gemeten concentratie-range. Bij die concentratie opgelost fosfaat is de bindingssnelheid van de langzame adsorptie nul, d.w.z. dat er na de snelle binding (of nalevering) geen verandering optreedt. Dat de langzame binding beneden die concentratie omslaat in een nalevering is, gezien de richting van de isothermen in afb. 3, waarschijnlijk, maar kon door de gegeven proef-opzet niet onomstotelijk worden aangetoond. Ook de evenwichtsconcentraties

van de langzame bindingscomponent zijn opgenomen in Tabel I.

Samenhang met bodemkarakteristieken en infiltratiegeschiedenis

Tabel I geeft een overzicht van de karakteristieken van de monsters. Hierin zijn de volgende lijnen te ontdekken:

— Hogere fosfaatbelastingen gaan gepaard met hogere totaal-fosfaatgehalten in de grond. De stijging loopt van ongeveer 8 mg/100 g in het niet door infiltratie-water beïnvloede punt B tot ongeveer 12 mg/100 g in het zeer zwaar belaste punt E in Berkheide.

— Monster A, dat zichtbaar veel weinig materiaal bevat, onderscheidt zich van de meer zandige monsters op een aantal punten. Er blijkt bijvoorbeeld relatief veel fosfaat organisch gebonden. Ook heeft het monster lagere evenwichtsconcentraties dan monster B, ondanks een hogere belasting en P_i . Een conclusie kan zijn, dat een relatief hoge bindingsaffiniteit heeft. Men vergelijkte afb. 2 en De Groot [1981].

— Hogere fosfaatbelastingen en hogere totaal-P-gehalten gaan gepaard met hogere evenwichtsconcentraties; nalevering van fosfaat zal dus bij hoog belaste punten eerder optreden. Monster A is hier weer een uitzondering.

— Het gehalte aan ijzer-gebonden fosfaat is laag en wisselend. Het aluminium-gebonden fosfaat zou hoogstens in punt E in de uiteindelijke fosfaatvastlegging een rol kunnen spelen, evenals het organisch fosfaat in punt A. De punten B, C en D zijn onderling zo goed vergelijkbaar, dat het mogelijk is een uitspraak te doen met welk element het door infiltratie toegevoegde fosfaat uiteindelijk is geassocieerd. Dit is waarschijnlijk het calcium: alleen het Ca-P stijgt in een gelijke orde van grootte als het totaalfosfaat in de grond.

De invloed van pH, zuurstof en temperatuur

Op de in de proefopzet-paragraaf vermelde wijze is in potjes van de monsters A en B de pH gedurende 2 weken verlaagd tot 6,5 of verhoogd tot 8,5. T.o.v. de referenties werden slechts niet-systematische verschillen van enkele procenten gevonden in de fosfaatbinding. In de twee weken wordt niet veel meer gemeten dan het effect van het snelle bindings- en naleveringsproces. Als dit proces verbonden zou zijn met calcium dan had [Hieltjes, 1980] waarschijnlijk een verhoogde binding gevonden moeten worden bij verhoogde pH. Dat dit

niet werd aangetoond zegt nog niets over een verandering in de langzame binding, die pas later meetbaar wordt en eerst nog overschaduwd wordt door eventuele effecten op de snelle binding.

Gedurende 2 maanden (gedeeltelijk ook 2 weken) werd de zuurstofconcentratie verlaagd tot onder de 1 mg/l. In enige gevallen resulteerde dit in een t.o.v. de referenties verhoogde fosfaatbinding. Dit lijkt een belangrijke rol van het ijzer in snelle en langzame binding uit te sluiten, conform het in de vorige paragraaf gestelde. Van Riemsdijk [1980] vindt een verhoogde P-binding bij anaërobie met een aluminium-geassocieerd proces in zandgrond. Een rol van dit element in de fosfaathuishouding in de duinen kan dus niet worden uitgesloten, hoewel het, behalve misschien in Berkheide, in de uiteindelijke vastlegging geen bijdrage van betekenis levert. Een verlaging van de temperatuur gedurende 2 weken had geen systematisch of duidelijk effect t.o.v. de referenties. Het snelle bindings- en naleveringsproces is dus waarschijnlijk niet of nauwelijks temperatuurgevoelig.

Discussie

Als de langzame bindingscomponent niet spoedig na de proefduur van 2 maanden verzadigd raakt, zal hij op de langere termijn dominant worden boven de snelle. Dat de langzame binding verantwoordelijk is voor de uiteindelijke vastlegging van het fosfaat wordt ook gesuggereerd door het volgende. De in Tabel I opgenomen jaargemiddelden van de P-concentratie in het grondwater bij de monsters ($[Pg]$) geven, gezien de isothermen in afb. 3, snelle bindingen die kunnen oplopen tot ca. 0,2 mgP/100 g grond. Vergelijking van de totaal-P gehalten van de monsters B, C en D suggereert dat het totaal-P door infiltratie kan toenemen met 3 à 4 mgP/100 g grond, hetgeen een orde van grootte hoger ligt.

Gezien het feit dat waarschijnlijk vooral calcium-geassocieerd fosfaat voor de uiteindelijke vastlegging verantwoordelijk is, kan tevens worden geconcludeerd dat de langzame bindings-component waarschijnlijk een calcium-geassocieerd proces is. De grote kinetische barrière die blijkbaar bestaat voor deze bindingsvorm suggereert dat precipitatie van hydroxi-apatiet of aanverwante complexen, die [Stumm and Morgan, 1970] weliswaar een zeer laag oplosbaarheidsprodukt maar ook een zeer lage vormingssnelheid hebben, het chemisch mechanisme zou kunnen zijn.

Overigens is niet geheel uit te sluiten, dat micro-biologische activiteit of hydratatie

van klei (doordat in deze proef-opzet de grond eerst is gedroogd) verantwoordelijk is voor de gemeten langzame binding. In vervolg-onderzoek kan dat, door sterilisatie van monsters en gebruik van ongedroogde grond, nader worden gezien.

In kwantitatieve zin zijn de resultaten moeilijk vertaalbaar naar het veld. Dit komt met name doordat niet bekend is, in hoeverre de grond-water verhouding een rol speelt. In het voorgaande zijn de resultaten gepresenteerd in termen van binding van fosfaat aan de grond. Dit houdt impliciet de aanname in dat de grond de kinetiek van de concentratie-verandering in de oplossing bepaalt. Omdat in de duinen de grond – water verhouding 50 x zo hoog is als in het experiment, betekent dit dat concentratie-veranderingen in het poriën-water ongeveer 50 x zo snel zouden verlopen als in het experiment. Als er echter van wordt uitgegaan dat de concentratie-veranderingen primair bepaald worden door een proces *in het water* (bijv. precipitatie), dan zou het proces steeds even snel kunnen verlopen, ongeacht de hoeveelheid of soort grond. Gebleken is dat de snelle bindings-component sterk varieert tussen de monsters; dit suggereert dat de kinetiek en de gebonden hoeveelheid fosfaat voornamelijk 'grondgebonden' zijn, en de gevonden bindingen als mgP/100 g grond dus direct relevant voor de veldsituatie. Anders ligt dit bij de langzame bindings-component. Precipitatie of co-precipitatie van fosfaat met kalk kan hier een belangrijk 'water-gebonden' mechanisme zijn [zie bijv. Hieltjes, 1980]. Ook blijkt de variatie van de langzame bindingssnelheid (afb. 2) relatief gering. Het moet derhalve mogelijk worden geacht dat in het poriënwater in de duinen de langzame binding beduidend minder dan 50 maal zo snel is als in de oplossing van het experiment. De orde van grootte van de snelheid van de langzame binding die geschat kan worden via de factor β in De Groot [1981] en via de aanname dat in een hele infiltratiegeschiedenis het gehalte aan totaal-fosfaat in de grond kan toenemen met ongeveer 4 mgP/100 g, wijzen ook in die richting. Overigens zij nog opgemerkt, dat de 'evenwichts-concentraties' in principe niet afhankelijk zijn van de grond – water verhouding. Steenkamp [1979] vond dat in de eerste jaren van de infiltratie het oppervlakkig gewonnen grondwater in Meijndel een gemiddelde concentratie ortho-fosfaat bezat van 0,02 mgP/l. Dit komt goed overeen met de hier gevonden evenwichtsconcentraties van de minst gestoorde monsters (A en B).

De fosfaat-binding is in het experiment reversibel gebleken; het monster uit Berk-

heide gaat zelfs bij opgeloste fosfaat-concentraties onder de 0,3 mgP/l reeds fosfaat naleveren.

De monsters uit Meijndel hebben weliswaar lage evenwichtsconcentraties, maar de isothermen lopen daar zeer stijl. De potentieel naleverbare hoeveelheid fosfaat lijkt dus aanzienlijk. In de gegeven proef-opzet is niet enige malen achtereen fosfaatloos water aan de monsters toegevoegd. Hierdoor zijn de isothermen niet ver genoeg in het naleveringsgebied doorgedrongen om over de potentiële naleveringshoeveelheden uitspraak te kunnen doen.

Het type gegevens dat geleverd wordt door de beschreven proef-opzet leent zich goed voor een vertaling naar het veld. Indien de proef wordt herhaald met meer monsters en de in deze paragraaf aangestipte verbeteringen, zijn wiskundige voorspellingen van het toekomstige fosfaatgedrag bij verdergaande voorzuivering mogelijk.

In een dergelijke strategie zal echter waarschijnlijk fundamenteel onverklaard blijven, wat de achtergrond is van de grote fosfaattaleveringen, die concentraties in het grondwater kunnen opleveren ver boven die, welke ooit zijn geïnfiltreerd [De Groot, 1981] en de recent gemeten fosfaatpieken tot 1,0 mgP/l in Meijndel. Nadere aandacht zal moeten worden geschonken aan de vraag in hoeverre dit verschijnsel het globale beeld zou kunnen overheersen.

Referenties

- Beek, J. (1979). *Phosphate retention by soil in relation to waste disposal*. Diss., Wageningen.
- Chang, S. C. and Jackson, M. L. (1957). *Fractionation of soil phosphorus*. Soil Science 84, 133-144.
- Dijk, H. J. W. van en Janssen, M. (1980). *Eutrofiëring van oevervegetatie in geïnfiltreerde duinen*. Duin (3): 11-20.
- Groot, W. T. de (1981). *Het gedrag van fosfaat bij duin-infiltratie*. H₂O (14) 7, 152-158.
- Hieltsjes, A. H. M. (1980). *Eigenschappen en gedrag van fosfaat in sedimenten*. Diss., Enschede.
- Houba, V. J. G., Schouwenburg, J. Ch. van, Walinga, I. and Novozamsky, I. (1979). *Soil Analysis II*. Syllabus, Wageningen.
- Petersen, G. W. and Corey, R. B. (1966). *A modified Chang and Jackson procedure for routine fractionation of inorganic soil phosphates*. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 30, p. 63.
- Saunders, W. H. M. and Williams, E. G. (1955). *Observations on the determination of total organic phosphorus in soils*. J. Soil Sci. 6, 254-267.
- Sawhney, B. C. (1977). *Predicting phosphate movement through soil columns*. J. Environ. Qual. 6 (1), 86-89.
- Steenkamp, F. E. M. (1979). *Fosfaten in infiltratiegebieden*. In: De Groot, W. T. (red.). *Waterwinning in de duinen*. CML-mededelingen nr. 1.
- Stumm, W. and Morgan, J. J. (1970). *Aquatic Chemistry*. Wiley-Interscience.

• Vervolg van pagina 506

- op rioolwaterzuiveringsinrichtingen. H₂O (14) 1981, nr. 2, blz. 37-42.
3. Sluis, J. W. van. *Aerobe slibbehandeling*. PAO-cursus: Verwerking van slib van rioolwaterzuiveringsinstallaties, oktober 1978.
4. Partington, J. R. *A short history of chemistry*. 3rd edition, London 1960.
5. Liebmann, H. (ed.). *Münchener Beiträge zu Abwasser-, Fischerei- und Flussbiologie*, bd. 3. Gewinnung und Verwertung von Methan aus Klärschlamm und Mist. München 1956.
6. McInerney, M. J., Bryant, M. P. and Stafford, D. A. *Metabolic stages and energetics of microbial anaerobic digestion*. In: Anaerobic Digestion, Applied Science Publishers Ltd. London 1980.
7. Zeikus, J. G. *Microbial populations in digesters*. In: Anaerobic Digestion, Applied Science Publishers Ltd., London 1980.
8. Lettinga, G., Roersma, R. E. en Grin, P. C. *Directe toepassing van anaerobe waterzuivering op rioolwater*. H₂O (14) 1980, nr. 10, blz. 214-220.
9. Fair, G. M. and Moore, E. W. *Observations on the digestion of sewage sludge over a wide range of temperatures*. Sewage Works Journal 9 (1937) no. 1, blz. 3-5.
10. Heukelian, H. *Digestion of solids between thermophilic and non-thermophilic range*. Sewage Works Journal 5 (1933), blz. 757.
11. Buhr, H. O. and Andrews, J. F. *The thermophilic anaerobic digestion process*. Water Research 11 (1977), blz. 129.
12. Clark, R. H. and Speece, R. E. *The pH tolerance of anaerobic digestion*. 5th Int. Water Poll. Research Conf. 1970.
13. Lettinga, G. *Anaerobe gisting en slibverwerking*. Vakgroep Waterzuivering, Landbouwhogeschool Wageningen.
14. Suderskan, K. M., Parillo, T. P., and Hartenstein, J. J. San. Eng. Div. SA 5 (1971), 629.
15. O'Shaughnessy, J. C., Nesbitt, J. B., Jong, D. A. and Kountz, R. P. *Digestion and dewatering of phosphorus enriched sludges*. JWPCF 46 (1974), 8, blz. 1915.
16. Grigoropoulos, S. G. *Fate of aluminium-precipitated phosphorus in activated sludge and anaerobic digestion*.
17. Hsu, D. Y. and Piper, W. O. *Aluminium hydroxide effects on waste water treatment processes*. JWPCF 45 (1973), blz. 681.
18. Gosset, J. M., McGary, P. L., Wilson, J. C. and Evans, D. S. *Anaerobic digestion of sludge from chemical treatment*. JWPCF 50 (1978), blz. 533.
19. Ponsen, R. A. *Slib-compostering, een nieuwe vorm van natuurlijke slibverwerking*. H₂O (14) 1981, nr. 18, 401-406.



Internationale Conferentie Technologie van de oxydatiesloot

De eerste internationale bijeenkomst, geheel gewijd aan de rol van de oxydatiesloot-technologie in de afvalwaterbehandeling zal van 5 t/m 7 oktober 1982 gehouden worden in het Amsterdamse RAI-Congrescentrum.

De conferentie – onder voorzitterschap van E. C. Reed OBE, Director of Engineering van de Thames Water Authority en president van de IWES – zal handelen over keuze en ontwerp van het proces; microbiologische en kinetische aspecten; vernieuwende ontwikkelingen en case studies. Ir. B. A. Heide (TNO), die nauw heeft samengewerkt met de oorspronkelijke uitvinder van het proces, dr. Pasveer, zal het programma openen met een algemene inleiding.

In de eerste sessie zal tevens aandacht geschonken worden aan ervaringen met de oxydatiesloot, opgedaan in Engeland, Noord-Amerika en Oostenrijk. De vele facetten van de oxydatiesloot-technologie zullen in case studies worden belicht met bijdragen uit België, Dene-merken, Duitsland, Engeland, Frankrijk, Oostenrijk en de V.S. Oxydatieslootssystemen van de tweede en derde generatie komen eveneens aan de orde, terwijl ook de bedrijfsvoering en vernieuwingen in de VS worden besproken.

Tijdens de conferentie is er gelegenheid om enkele kleine en middelgrote Nederlandse bedrijven te bezoeken.

Nadere inlichtingen: ir. B. A. Heide, TNO-JMG, Postbus 214, 2600 AE Delft of ir. O. C. M. Trentelman, DHV Raadg. Ingenieursbureau, Postbus 85, 3800 AB Amersfoort.



(End of page 463)

H₂O (15) 1982, nr. 18: 487

U.D.C. 547.211 : 628.161.069.82 : 628.162.1
M. VAN AMMERS

Methane in groundwater. The influence of aeration intensity on the oxygenconsumption in filters during iron and manganese removal from groundwater.

Problems encountered in the iron and manganese removal, due to an excessive oxygen consumption in the filters, turned out to be caused by the presence of large amounts of methane in the anaerobic groundwater. The need for intense degassing during aeration in cases like these is stressed.