

DE THEORIE VAN DE VLOKVORMING

opgesteld

door

dr. ir. A.P. Meijers

Mededeling nr. 33 van het KIWA;

Rapport van de commissie
vlokvorming en
vlokverwijdering

Rijswijk (Z.H.), juni 1974

De leden van de commissie vlokvorming en vlokverwijdering zijn:

Voorzitter : ir. Tj. Hofker
Drinkwaterleiding der Gemeente Rotterdam

Secretaris : ing. J.W. Pieper
KIWA N.V.

Leden : ir. A.N. van Breemen
Laboratorium voor Civiele Gezondheids-
techniek Technische Hogeschool Delft

ir. B. Bulten
Provinciaal Waterleidingbedrijf van
Noord-Holland

dr. ir. A. Graveland
Gemeentewaterleidingen (Amsterdam)

ir. M.J. van Melick
Drinkwaterleiding der Gemeente Rotterdam

dr. ir. A.P. Meijers
KIWA N.V.

t.i. L. Morel
Antwerpse Waterwerken N.V.

ir. P.A.N.M. Nühn
N.V. Waterleidingmaatschappij "Noord-
West-Brabant"

ir. J. van Puffelen
Duinwaterleiding van 's-Gravenhage

ir. J. Zweegman
N.V. Waterleidingmaatschappij voor de
Provincie Groningen

INHOUD

	<u>Pag.</u>
Summary	5
Inleiding	7
1. Aard en eigenschappen van de troebeling	8
1.1 Suspensies	8
1.2 Colloïden	9
1.2.1 Elektrische lading van colloïdale deeltjes en potentiaalverschil met de waterfase	10
1.2.2 Aantrekking en afstoting van colloïdale deeltjes	12
2. Destabilisatie van de colloïdale deeltjes	14
2.1 Electrostatistische coagulatie	14
2.2 Adsorptieve coagulatie	17
2.2.1 Adsorptieve coagulatie door Fe- en Al-zouten	19
2.3 Flocculatie	24
2.3.1 Adsorptie van macro-moleculen	26
2.3.2 Uitvlokking door polymeren	26
2.4 Precipitatie ("Sweep coagulation")	30
2.5 Samenvatting	33
3. Vlokvorming	35
3.1 Uitvoering van de destabilisatiefase	35
3.2 Perikinetische vlokvorming	36
3.3 Orthokinetische vlokvorming	37
4. De verwijdering van kleur door coagulatie	40
4.1 Aard en eigenschappen van kleur	40

	<u>Pag.</u>
4.2 De verwijdering van humusstoffen door precipitatie	41
5. De verwijdering van fosfaat door de coagulatie	45
6. De verwijdering van microverontreini- gingen, micro-organismen, algen, virussen door de coagulatie	47
Samenvatting	51
Literatuurlijst	53
Bijlage 1: Begrippen bij de theorie van de vlokvorming	61

SUMMARY

The report deals with the theory of coagulation and especially goes into the various possibilities of the destabilization of colloids consisting of inorganic clay minerals.

In case of following the usual coagulation technique with Fe and Al salts, it is concluded that the electrostatic coagulation (compressing the colloid double layer) always appears, though it certainly does not play the most important part.

If the concentration of colloids in the given water is low, the process of "sweep coagulation" (precipitation of Fe and $\text{Al}(\text{OH})_3$ and enmeshment in the flock) may be applied. For higher concentration of colloids the process principally proceeds by adsorptive coagulation of Fe and Al hydroxyl complexes and/or by flocculation by means of polyelectrolytes (adsorption and bridging). Stoichiometric quantities of coagulants are especially required for in the latter case.

It appears that the diffusion, adsorption and reaction velocities are so great, that a rapid mixing of chemicals is required in order to achieve a uniform coagulation.

During the perikinetic coagulation microflocks ($<1\mu\text{m}$) are formed by means of the Brownian motion. During the orthokinetic coagulation, energy should be brought into the system by means of stirring in order to increase the chance of collision of the microflocks.

During the coagulation, a considerable decrease of

humic substances - responsible for colouring the water - occurs. The precipitation of Al and Fe humates requires the smallest dosage of coagulant at a pH of 4 or 5.

In practice coagulation takes place at a pH of about 8. Compared with the possible reduction of colour at lower pH values, higher doses of coagulant are required.

Phosphate removal during coagulation is also based on the precipitation reactions by exchange of ligands. In case of using a third treatment step for wastewater purification, lime can be applied as coagulant with advantage.

During the coagulation process, organic micro pollutants are exclusively removed, when being adsorped on sludge. This is partly the case for oil and a number of pesticides. Heavy metals are removed in a rather restricted way.

INLEIDING

Bij de zuivering van oppervlaktewater is het noodzakelijk troebeling- en kleurveroorzakende bestanddelen te verwijderen. Geëigend voor deze zuiveringsfase is het proces van de coagulatie, waarbij deze bestanddelen gewoonlijk met behulp van Fe of Al-zouten uitgevlokt worden.

Ten einde een juiste uitvoering van het coagulatieproces mogelijk te maken is inzicht nodig in de aard en eigenschappen van de te verwijderen bestanddelen en de processen welke een rol spelen bij de vlokvorming.

Naast de verwijdering van troebeling- en kleurveroorzakende bestanddelen van water door coagulatie, zullen ook de mechanismen van de verwijdering van fosfaten en van chemische en biologische microverontreinigingen beschouwd worden.

Voetnoot: Vooral in hoofdstuk 1 is veel gebruik gemaakt van de publicatie van G. Oskam (1969).

1. AARD EN EIGENSCHAPPEN VAN DE TROEBELING

1.1 Suspensies

Door de turbulentie van oppervlaktewater kunnen vaste deeltjes suspensies vormen. In stilstaand water bezinken deze deeltjes weer. Ze bestaan uit zand en slib met een deeltjesgrootte groter dan 0,2 μm . In overeenstemming met het "Civil Engineering Handbook" kan de volgende classificatie van vaste deeltjes in water aangehouden worden.

	<u>chemische samenstelling</u>	<u>afmetingen</u>
grint	voornamelijk kwarts	>2,0 mm
zand	voornamelijk kwarts	0,05 - 2,0 mm
slib	kwarts, kleimineralen, metaaloxiden	5 - 50 μm
klei	vooral kleimineralen	0,2 - 5 μm
kolloïden	vooral kleimineralen	<0,2 μm

Evenals de colloïdale deeltjes bezitten gesuspendeerde deeltjes een lading ten opzichte van de omringende waterfase.

Deze lading is in tegenstelling met de colloïdale deeltjes niet voldoende groot om bezinking bij stilstand van het water tegen te gaan. Door lozingen kunnen ook suspensies van complexe organische verbindingen en emulsies van olie en andere organische vloeistoffen in water ontstaan. Biologische afbraak, oplossen, precipitatie en adsorptie op slibdeeltjes doen echter dit soort verontreiniging in oppervlaktewater snel afnemen, zodat er doorgaans sprake is van troebeling welke voornamelijk bestaat uit anorganische slib- en kleideeltjes met eraan geassocieerd organisch materiaal.

1.2 Colloïden

In natuurlijke wateren komen naast opgeloste anorganische en organische stoffen en gesuspendeerd materiaal vrijwel altijd verbindingen voor, die op grond van hun afmetingen (5 nm tot 0,2 μm) colloïdaal worden genoemd. De voor de waterleidingpraktijk belangrijkste typen van colloïdale stoffen in oppervlaktewateren zijn:

- a. troebelingsveroorzakende anorganische kleimineralen, waaraan meestentijds organische stoffen geadsorbeerd zijn.
- b. bestanddelen van organische aard.

De negatief geladen kleimineralen behoren tot de groep van hydrofobe (weinig water bevattende) colloïden. Zij hebben het karakter van discrete deeltjes.

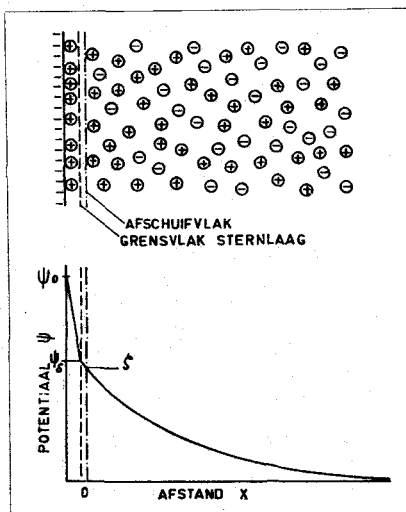
Een deel van de organische stoffen wordt tot de colloïden gerekend op grond van hun molecuulgrootte. Zij zijn veelal hydrofiel (veel water bevattend) en moeilijk uitvlokbaar. Hun eveneens negatieve lading wordt veroorzaakt door ionisatie. Thermodynamisch zijn hydrofobe colloïden niet stabiel, hydrofiele wel. Wanneer beide soorten colloïden naast elkaar voorkomen kunnen zogenaamde schutcolloïden ontstaan, dat wil zeggen de anorganische colloïdale deeltjes worden door de organische waterrijke colloïden omringd en aldus beschermd tegen uitvlokking.

1.2.1 Electricische lading van colloïdale deeltjes en potentiaalverschil met de waterfase.

Reeds in 1809 ontdekte Reuss, dat in water gedispergeerde kleideeltjes in een electricch veld naar de positieve electrode bewogen, zogenaamde electroforese, Dit betekent, dat deze deeltjes een electricche lading bezitten, welke door wederzijdse afstoting het vormen van grotere deeltjes en uitvlokking zal tegengaan.

Door de geringe deeltjesgrootte zijn ze voorts onderhevig aan de Brownse beweging, hetgeen de bezinking van de deeltjes als zodanig tegengaat.

Daar een colloïdale oplossing als geheel electricch neutraal is, dient de oppervlaktelading gecompenseerd te worden door een tegenlading aan of in de omgeving van het deeltje. Zo ontstaat het beeld van de electricche dubbellaag. Het zijn vooral Gouy, Chapman, Stern en Grahame geweest, die het inzicht in de structuur van de dubbellaag ten zeerste verdiept hebben. Het grensvlak tussen een vast deeltje en de waterfase draagt een electricche lading, welke veroorzaakt wordt door adsorptie van ionen uit de waterfase en/of ionisatie van moleculen van het deeltje zelf. Deze lading veroorzaakt een electricch potentiaalverschil Ψ_0 t.o.v. de waterfase. Ionen van tegengestelde lading worden daardoor aangetrokken en rangschikken zich in een ionenwolk rondom het grensvlak. Aan het grensvlak zelf bevindt zich dikwijls een laag van geadsorbeerde ionen. In deze zogenaamde Sternlaag valt de electricche potentiaal steil van Ψ_0 tot Ψ_d over een afstand ter grootte van de diameter der ionen.



Afb. 1 - Diagram van de elektrische dubbellaag rondom colloïdale deeltjes en van het potentiaal verloop als functie van de afstand X vanaf het deeltje.

Buiten de Sternlaag ligt de Gouy-Chapmanlaag bestaande uit een diffuselaag van beweeglijke tegenionen en co-ionen, waarvan de concentratie geleidelijk afneemt, respectievelijk toeneemt, zodat ook het potentiaalverschil geleidelijk afneemt.

De Brownse beweging van het colloïdale deeltje veroorzaakt echter dat een deel van de tegenionen zich niet permanent rondom het deeltje bevindt.

Het hydrodynamische afschuifvlak ligt op een enigszins grotere afstand dan de Sternlaag. Aan dit vlak heerst door het ontbreken van een deel der tegenionen een elektrische potentiaal ten opzichte van de waterfase, welke genoemd wordt elektrokinetische of zeta-potentiaal (ζ). Dit is een met behulp van electroforese meetbare grootheid. Zowel de Stern- als de zeta-potentiaal zijn sterk afhankelijk van de ionensterkte van de oplossing.

Het verloop van de potentiaal in het diffuse gedeelte van de dubbellaag kan voor grote deeltjes (vlakke platen) en lage waarden van Ψ_d weergegeven worden door de formule

$$\Psi = \Psi_d \cdot e^{-\kappa x}$$

hierin is

Ψ de potentiaal op afstand X van de Sternlaag

voor κ geldt de betrekking:

$$\kappa = \sqrt{\frac{2 e^2 \Sigma n z^2}{\epsilon k T}}$$

Hierin is:

e de lading van het electron (C)

$\Sigma n z^2$ de ionensterkte van de oplossing

n het aantal ionen per volume-eenheid (m^{-3})

z de valentie van de (tegen)ionen in de dubbellaag

ϵ de diëlectrische constante ($C V^{-1} m^{-1}$)

k de constante van Boltzmann ($J. ^\circ K^{-1}$)

T de absolute temperatuur ($^\circ K$) $J=C V=N m$

Het effect van toevoegingen van elektrolyten (oplossingen van zouten, zuren of basen) kan uit de formules worden afgeleid.

Vergroting van de concentratie van potentiaalbepalende elektrolyten of wel vergroting van de ionensterkte resulteert in het indrukken van het diffuse gedeelte van de dubbellaag en verlaging van de potentiaal Ψ op elke plaats.

1.2.2 Aantrekking en afstoting van colloïdale deeltjes.

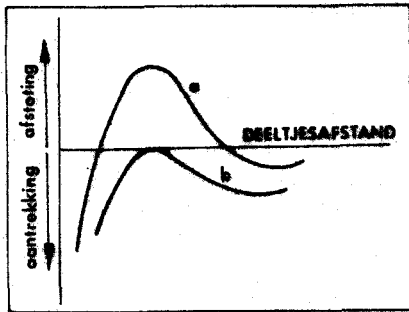
Verwey en Overbeek (1948) hebben theorieën ontwikkeld over de energieën, welke werkzaam zijn tussen colloïdale deeltjes.

Enerzijds bestaat er een afstotingsenergie als gevolg van de gelijke lading der deeltjes door afstoting van de dubbellagen, anderzijds een aantrekkingsenergie ten gevolge van Van der Waalskrachten.

Er kan berekend worden, dat de afstoting groter is bij kleine elektrolyetconcentraties en geheel verdwijnt bij hoge concentraties door het indrukken van

de dubbellaag.

Daardoor kunnen de deeltjes elkaar zo dicht naderen, dat de Van der Waals aantrekkingskrachten kunnen gaan overheersen en verkleefing mogelijk wordt. Op grotere afstanden overheersen ook de Van der Waalskrachten (secundair minimum), doch door de Brownse beweging treedt geen uitvlokking op. De wisselwerkingskrachten zijn in afb. 2 schematisch weergegeven.



Afb. 2 - Wisselwerkingsenergieën van colloïdale deeltjes als functie van hun afstand bij een hoge (b) en een lage (a) elektrolyetconcentratie van de oplossing.

2. DESTABILISATIE VAN DE COLLOÏDALE DEELTJES

Colloïdale deeltjes, die door bezinking en snelfiltratie niet effectief zijn te verwijderen, kunnen op verschillende wijze tot destabilisatie en uitvlokking worden gebracht.

De destabilisatie van deze deeltjes kan optreden door:

- vermindering van de electrostatische afstotingskrachten ten gevolge van indrukken van de dubbel-laag door electrolieten, gevolgd door een verlaging van de zetapotential: de zogenaamde electrostatische coagulatie (ook wel genoemd niet-specifieke coagulatie);
- adsorptie van hooggeladen complexe tegenionen, die de Sternpotential Ψ_d en dus ook de zetapotential verlagen: de zogenaamde adsorptieve coagulatie;
- adsorptie en brugvorming van macromoleculen en polyelectrolieten: de zogenaamde flocculatie; en door
- insluiting in snelgevormde neerslagen ("sweep coagulation").

De genoemde destabilisatie-mechanismen zullen achtereenvolgens worden behandeld.

2.1 Electrostatische coagulatie

Bij de behandeling van de eigenschappen van colloïdale deeltjes is het mechanisme van de destabilisatie door het toevoegen van electrolieten reeds vermeld.

Langs experimentele weg hebben Schultze en Hardy reeds voor 1900 gevonden dat destabilisatie en coagulatie van colloïden veroorzaakt wordt door ionen met een tegengestelde lading. De benodigde hoeveelheid electroliet, de vlokwaarde, is evenwel sterk afhankelijk

van de valentie van de ionen. De verhouding van de vlokwaarden voor een-, twee- en driewaardige ionen bedraagt ongeveer 600 : 8 : 1. Deze waarden zijn sterk afhankelijk van het systeem. Onderstaande tabel geeft een voorbeeld van gemiddelde vlokwaarden (in mmol/l) van $\text{Fe}(\text{OH})_3$, $\text{Al}(\text{OH})_3$ en As_2S_3 solen

waar-

dig- pos. $\text{Fe}(\text{OH})_3$ sol pos. $\text{Al}(\text{OH})_3$ sol neg. As_2S_3 sol
heid

een	12	50	50
twee	0,2	0,6	0,7
drie	-	0,08	0,09

Andere voorbeelden van vlokwaarden voor tweewaardige ionen zijn:

goudsol 0,38, AgJ sol 2,4 en polystyreenlatex 25 mmol/l.

Tevens voorspelt de theorie dat de voor het indrukken van de dubbellaag benodigde hoeveelheid elektrolyt onafhankelijk is van de concentratie van de colloïden (niet stoechiometrisch).

Tweewaardige ionen hebben vlokwaarden overeenkomende met concentraties, die in oppervlaktewater heel normaal zijn. Een SO_4^{2-} -gehalte van 50 tot 100 mg/l komt overeen met 0,5 à 1 mmol/l, terwijl de in Rijn en Maas voorkomende Ca^{2+} -gehalten van 60 tot 100 mg/l equivalent zijn met 1,5 à 2,5 mmol/l.

Dat er niettemin toch colloïden in deze rivieren voorkomen zal vermoedelijk veroorzaakt worden door de stabiliserende invloed van erop geadsorbeerde organische stoffen en/of de voor coagulatie ongunstige kinetische omstandigheden.

Het proces van de electrostatische coagulatie kan gevolgd worden door meting van de electroforese-snelheid.

In de zestiger jaren is vooral in de V.S. de meting van deze grootte ter bepaling van de zetapotential, in zwang gekomen. Het verband tussen de electroforesesnelheid V_E (m sec^{-1}) en de zetapotential (V) is:

$$V_E = \frac{\epsilon \zeta E}{6\pi\eta} \cdot f, \quad \frac{V_E}{E} \text{ is de beweeglijkheid}$$

Hierin is E de elektrische veldsterkte (Vm^{-1}), ϵ is de diëlectrische constante ($\text{CV}^{-1}\text{m}^{-1}$), η de dynamische viscositeit (N sec m^{-2}) en f is een factor die afhankelijk is van de vorm en de grootte van het deeltje en van de dikte van de dubbellaag. Deze factor varieert voor bolletjes van 1 tot 1,5. Bovendien is er nog een correctie noodzakelijk ten gevolge van deformatie van de dubbellaag tijdens de beweging van de deeltjes (Overbeek 1952). Het omrekenen van V_E naar ζ met behulp van een constante factor is daarom af te raden. Voor routinebepalingen kan de beweeglijkheid zelf als maatstaf voor de lading van het deeltje worden gehanteerd. Door Riddick (1961 en 1964) en Bean c.s. (1964) zijn waterleidingbedrijven beschreven, waarin de zetapotentialmeting wordt gehanteerd als controle op de dosering van het vlokmiddel. Riddick stelt, dat reductie van de zetapotential tot 0 ± 5 mV een essentiële voorwaarde is voor een optimale verwijdering van zowel hydrofobe als hydrofiele colloïdale verontreinigingen.

Overheersend in de beschouwde literatuur is evenwel de gedachte, dat destabilisatie van colloïden

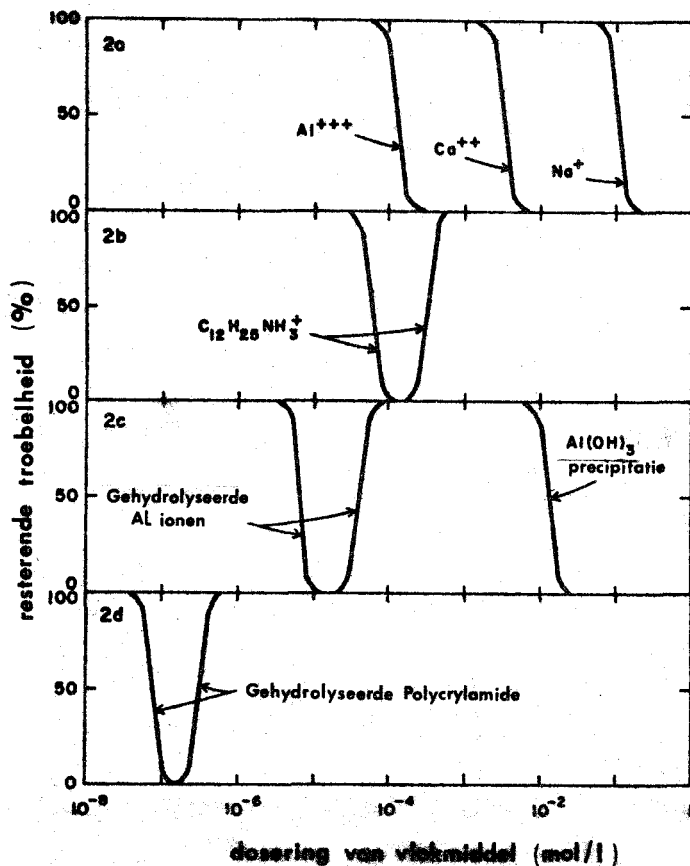
in water door electrostatische coagulatie van ondergeschikt belang is bij de waterzuivering, hetgeen uit de volgende hoofdstukken zal blijken.

2.2 Adsorptieve coagulatie

Van veel groter belang voor de praktijk van de waterzuivering is de adsorptieve coagulatie (Stumm, O'Melia 1962, 1967, 1968, 1972). Hieronder wordt verstaan de destabilisatie van colloïden door adsorptie van de vlokmiddelen of de reactieproducten van vlokmiddelen op het oppervlak van de colloïdale deeltjes.

De geadsorbeerde en nog in de ionenwolk aanwezige vlokmiddelen vormen tevens de tegenionen zodat er ook electrostatische coagulatie plaatsvindt. De als ion geadsorbeerde vlokmiddelen nemen deels of geheel de oppervlaktelading van de deeltjes weg. In de ionenwolk bevinden zich tevens alle tegen- en co-ionen welke het water van nature bevatten. De werking van de adsorptieve coagulatie is echter veel effectiever dan van de electrostatische coagulatie. Een voorbeeld hiervan is de werking van gehydrolyseerde, meerwaardige Al en Fe-ionen, welke die van de niet-gehydrolyseerde Al en Fe-ionen verre overtreffen. (Zie afbeelding 3.)

Een ander voorbeeld van een vlokmiddel dat via het mechanisme van de adsorptieve coagulatie destabilisatie van colloïdale deeltjes veroorzaakt is de oppervlakte actieve stof dodecylammonium bromide of chloride. De werking van de fysisch chemische adsorptiekrachten kan zo groot zijn, dat zelfs ionen van gelijke lading als de colloïden destabilisatie kunnen veroorzaken, zoals het geval is



Afb. 3 - Coagula-
 tie met behulp
 van verschillende
 vlokmiddelen
 (geschematiseerd),
 uitgedrukt in
 monomeermol/l.
 O'Melia 1972.

bij de uitvlokking van het negatieve kaoliniet colloïd door het polyacrylamide anion (zie 2.3 flocculatie). Hierbij kan van electrostatische coagulatie uiteraard geen sprake zijn. Kenmerkend bij de vlokmiddelen, welke destabilisatie door adsorptieve coagulatie kunnen veroorzaken is de mogelijkheid tot restabilisatie, het weer in colloïdale oplossing gaan, bij een te grote dosering (zie afb. 3).

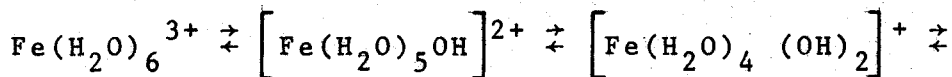
Andere kenmerken zijn, in tegenstelling tot de electrostatische coagulatie, de evenredigheid van de dosis vlokmiddel met de concentratie van het

colloïde (stoechiometrie), en het feit dat een optimale dosering van het vlokmiddel niet hoeft samen te vallen met een zetapotential van nul van de deeltjes. De elektrokinetische metingen verliezen dan een deel van hun waarde.

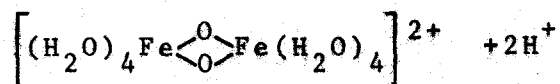
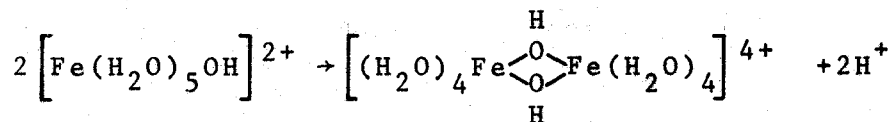
2.2.1 Adsorptieve coagulatie door Fe- en Al-zouten.

Daar in de praktijk de uitvlokking door Fe- en Al-zouten een hoofdrol vervult, is het gewenst hierop nader in te gaan. Hierbij zal allereerst aandacht worden besteed aan de chemie van hydrolyserende Fe- en Al-zouten.

In sterk zure oplossingen is Fe^{3+} gehydrateerd met $6\text{H}_2\text{O}$ moleculen (liganden) in octaëdrische omringing. Afhankelijk van de pH treden onder afsplitsing van H_3O^+ ionen de volgende hydrolyse-stappen op (Van der Giessen 1966):



De ferrihydroxylionen hebben een sterke neiging tot polymeriseren door middel van olatie- en oxolatie-reacties:



olatie = dehydratatie

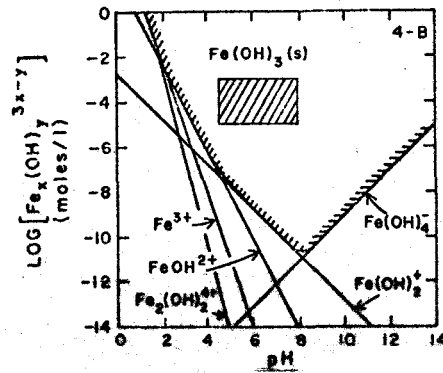
oxolatie = deprotonering

Een opeenvolging van deze reacties leidt via Fe hydroxylcomplexen tot het neerslaan van een ijzer-vlok.

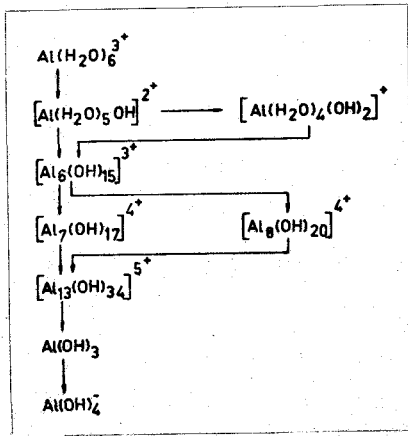
Deze reacties geven door de protonenafgifte aanleiding tot pH-daling. Volgens Van der Giessen verlopen ze vergeleken met ionenreacties betrekkelijk traag, vooral oxolatie. Volgens Hahn (1966) zijn Fe en Al hydroxylcomplexen evenwel in minder dan 1 sec. gevormd. Hoewel de reacties in principe reversibel zijn, wordt verondersteld, dat eenmaal gevormde oxobridgen moeilijk weer worden verbroken. Bij ongunstige pH gevormde complexen kunnen aldus een zekere stabiliteit verkrijgen.

Afbeelding 4 - ontleend aan Yao 1967 - geeft een diagram van de stabiliteitsgebieden van enkele primaire hydrolyseprodukten als functie van de Fe^{3+} -concentratie en de pH. Uit de afbeelding blijkt, dat het isoëlectrische punt van $\text{Fe}(\text{OH})_3$ circa 8 bedraagt. Bij pH's lager dan 8 overheersen positief geladen complexen, boven een pH van 8 negatieve complexen. Bij het isoëlectrische punt zijn de concentraties van de positief en negatief geladen ionen aan elkaar gelijk.

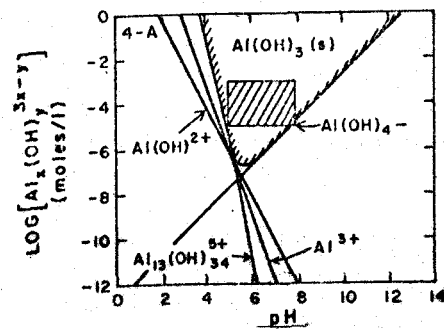
Het mechanisme van de hydrolyse-reacties van $\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_6^{3+}$ is vrijwel identiek aan dat van $\text{Fe}(\text{H}_2\text{O})_6^{3+}$. Voor de samenstelling van de voor-naamste hydrolysecomplexen is een verhoudingsformule van $\text{Al}(\text{OH})_{2,5}$ gepostuleerd. Op grond van onderzoeken van Brosset (1954), Matijevic (1961) en Biedermann (1964) wordt bij oplopende pH de in afbeelding 5 gegeven reactievolgorde verondersteld.



Afb. 4 - Oplosbaarheidsdiagram van ijzerhydroxide
 (10^{-4} mol/l Fe = 5,6 mg/l Fe)



Afb. 5 - Hydrolyse- en polymerisatiereacties van Al (III)



Afb. 6 - Oplosbaarheidsdiagram van aluminiumhydroxide
 (10^{-4} mol/l Al = 2,7 mg/l Al)

De pH-afhankelijkheid van het voorkomen van bepaalde hydrolyseproducten kan weer geïllustreerd worden met een concentratie, pH-diagram, ontleend aan Black en Chen (1967) (afbeelding 6).

Het isoëlectrische punt van $Al(OH)_3$ ligt bij een pH van ongeveer 6. In de figuren zijn tevens de gebieden van dosering aangegeven, waarmee in de praktijk

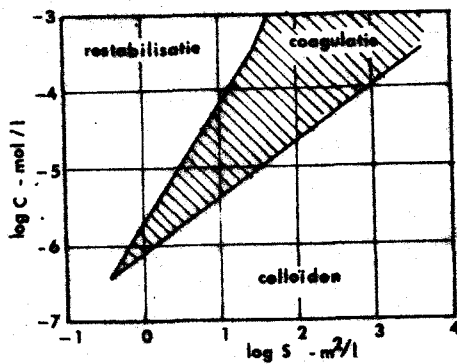
van de coagulatie wordt gewerkt.

De hierboven vermelde resultaten zijn verkregen met zuivere Fe- en Al-oplossingen. Opgemerkt dient echter te worden dat de vlokvorming door Fe- en Al-zouten sterk beïnvloed wordt door de samenstelling van de oplossing, waarin de vlokvorming plaatsvindt. Niet alleen hydroxylionen maar ook sulfaat- en fosfaationen kunnen de plaats van de watermoleculen rondom het Fe- of Al-ion innemen. De aldus gevormde complexen precipiteren bij lagere pH dan de overeenkomstige hydroxylcomplexen. Sulfaationen veroorzaken een verbreding van het vlokgebied en fosfaationen een verschuiving van het gebied van optimale vlokvorming naar lagere pH (Packham 1963, Lerk 1965). Aan deze ligandenuitwisseling is de fosfaatverwijdering bij coagulatie te danken.

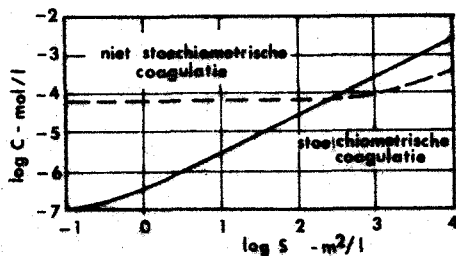
Stumm en Morgan (1962) hebben aangetoond, dat ook organische anionen door ligandenuitwisseling zowel oplosbare als onoplosbare complexen kunnen vormen met Fe en Al. Bij de verwijdering van de kleur zal hier nog op teruggekomen worden.

De genoemde polymere hydrolyseprodukten van Fe- en Al-zouten adsorberen zeer sterk op oppervlakken. Bij pH = 7 heeft opgelost $\text{Fe}(\text{H}_2\text{O})_6^{3+}$ een concentratie van $5,6 \times 10^{-13}$ mg/l. Het totaal van opgeloste Fe hydrolyseprodukten evenwel $5,6 \times 10^{-6}$ mg/l. Eerstgenoemde concentratie is veel te laag om destabilisatie door indrukken van de dubbellaag te veroorzaken. De destabilisatie vindt voornamelijk plaats door de adsorptie van zich vormende hydroxohydroxylcomplexen op de colloïdale deeltjes. Bij een pH beneden het isoëlectrische punt zijn de Fe- en Al-polymeren positief geladen en speelt electrostatische coagulatie van de negatieve colloïdale

deeltjes in water eveneens een rol; boven het isoelectrische punt zijn de metaalcomplexen negatief geladen en is er uitsluitend sprake van adsorptie en wellicht brugvorming als de metaalcomplexen groot genoeg zijn (voor brugvorming zie 2.3). De adsorptieve coagulatie is zoals vermeld stoichiometrisch, terwijl overdosering leidt tot restabilisatie door omslag van de lading op de deeltjes. Afbeelding 7 geeft deze verschijnselen weer. Hierin is C de dosis vlokmiddel en S de concentratie van het oppervlak van de colloïdale deeltjes, berekend uit de concentratie en het oppervlak van de deeltjes.



Afb. 7 - Stoichiometrie bij de adsorptieve coagulatie van SiO_2 solen door Fe, 10^{-4} mol/l
 $\text{Fe} = 5,6 \text{ mg/l}$
 (Stumm, O'Melia 1968)



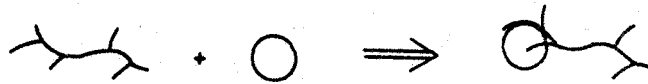
In het onderste deel van afb. 7 is tevens de niet-stoichiometrische coagulatie uitgezet, welke bij de electrostatische coagulatie plaatsvindt.

2.3 Flocculatie

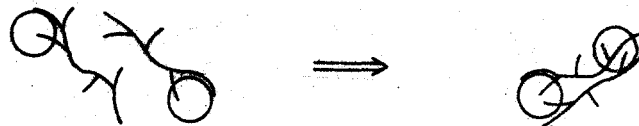
Het begrip flocculatie wordt hier alleen in zeer enge zin gebruikt, namelijk voor de destabilisatie door adsorptie en brugvorming van polymeren ofwel macromoleculen en polyelectrolieten.

Het is in feite een bijzondere vorm van adsorptieve coagulatie, daar ook hier sprake is van adsorptie op het oppervlak van de colloïdale deeltjes en dezelfde kenmerken zoals stoechiometrie en restabilisatie optreden.

Destabilisatie
door adsorptie



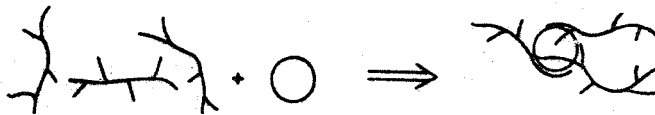
Flocculatie



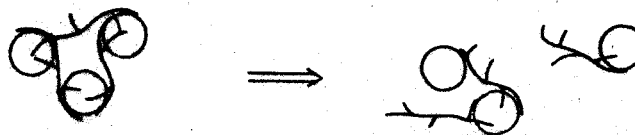
Restabilisatie
door te weinig
colloïdale
deeltjes



Restabilisatie
door overmaat
polymeer



Restabilisatie
door te grote
agitatie



Afb. 8 - Schematische weergave van de brugvorming bij de destabilisatie van colloïdale deeltjes door polymeren, flocculatie.

Bij de flocculatie worden zowel natuurlijke als synthetische vlokmiddelen gebruikt die veelal het karakter hebben van polyelectrolieten, dat wil zeggen dat de moleculen bestaan uit lange ketens met geïoniseerde groepen.

Op grond van hun lading zijn drie typen te onderscheiden: anionische, nonionische en kationische polymeren. Voorbeelden hiervan zijn: anionische: polyacrylzuur, gehydrolyseerd polyacrylamide, polystyrensulfonaat, geactiveerd kiezelzuur; nonionische: polyetheenoxide, polyacrylamide; kationische: polydialkyldimethylammonium. Gemodificeerde zetmeelderivaten zijn in al deze typen te verkrijgen. In de USA zijn reeds vele polyelectrolieten voor gebruik tijdens de coagulatie toegestaan (JAWWA 59 (1967) 212, 650).

Vele onderzoekers hebben de flocculatie met behulp van polyelectrolieten onderzocht.

Bij te geringe doseringen blijft de vlok klein, bij te grote dosering treedt geen brugvorming meer op, daar de deeltjes geheel bedekt zijn met polymeer. Afb. 8 geeft een duidelijk beeld van het gebeuren tijdens de adsorptie van polymeren.

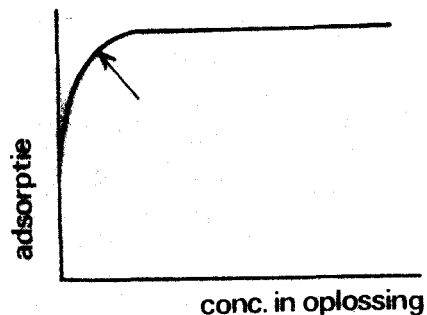
Polyelectrolieten worden evenwel niet zozeer als vlokmiddel gebruikt, dan wel als vlokhulpmiddel. De toepassing van polyelectrolieten als vlokhulpmiddelen na een Fe of Al dosering (voornamelijk polyacrylamides) in de VS en Rusland heeft tot de conclusie geleid dat dosering korte tijd na de toevoeging van het vlokmiddel over het algemeen tot de beste resultaten leidt. (Minz 1964, Packham 1967).

Als meetmethoden voor de flocculatie komen in aanmerking: meting van de intensiteit van verstrooid

licht als functie van de tijd, de extinctie van het supernatant, het sedimentvolume, de bezinksnelheid en de filtratiesnelheid over een standaardfilter.

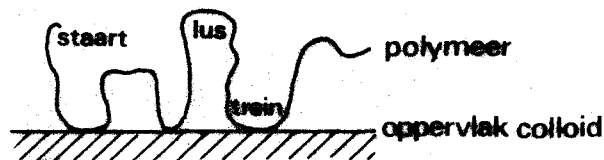
2.3.1 Adsorptie van macromoleculen.

De adsorptie van macromoleculen kan door adsorptie-isothermen worden weergegeven. Deze isothermen hebben meestal een zogenaamd "high affinity" karakter, dat wil zeggen dat bij geringe concentraties een vrijwel volledige adsorptie optreedt, zie afb. 9.



Afb. 9 - Adsorptie-isotherm van macromoleculen.

De adsorptie verloopt verhoudingsgewijs traag en is vrijwel irreversibel, waardoor desorptie niet of nauwelijks plaatsvindt. De adsorptie vindt plaats via lussen en treinen, waarbij 2 tot 35% hecht aan het oppervlak wordt geadsorbeerd, zie afb. 10.



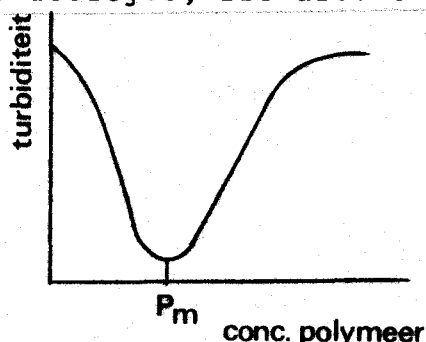
Afb. 10 - Adsorptie van macromoleculen via lussen en treinen.

2.3.2 Uitvloeking door polymeren.

Polymeren kunnen zowel als vlokmiddel en als vlok-

hulpmiddel dienst doen. Er ontstaan grotere en sterkere vlokken dan bij de coagulatie en ze hebben een open structuur.

Een te grote dosering veroorzaakt restabilisatie door afscherming c.q. sterische hindering van de colloïdale deeltjes, zie afb. 8 en 11.



Afb. 11 - Destabilisatie en restabilisatie bij polymeren.

De optimale vlokconcentratie p_m hangt af van het type en de concentratie van het colloïd en soort en het molecuulgewicht van het vlokmiddel.

De optimale vlokconcentratie ligt veelal in de orde van 0,1 tot 1 mg/l. De adsorptie komt dan ongeveer overeen met de helft van de maximale adsorptie op het colloïd.

Het mechanisme van de uitvlokking is afhankelijk van de lading op de polymeren.

Polyelectrolieten met een aan het colloïd tegengesteld ladingsteken en met een relatief laag moleculair gewicht (10^4), veroorzaken ladingscompensatie door specifieke adsorptie op het oppervlak. Hierdoor wordt de electrostatische repulsie weggenomen. Dit proces kan met de zetapotential (<10 mV bij uitvlokking) begeleid worden. Bij een hoger molecuulgewicht (10^6) treedt tevens brugvorming op. Er kan reeds uitvlokking optreden bij

een grotere waarde van de zeta-potentiaal. Bij een te hoge dosering treedt omlading van het colloïd en restabilisatie op.

Ongeladen polymeren veroorzaken uitvlokking door adsorptie en brugvorming. Bij laag moleculaire polymeren is zouttoevoeging (sensibilisatie) gewenst om de dubbellaag wat in de drukken en brugvorming mogelijk te maken.

Ook door polyelectrolieten met een aan het colloïd gelijk ladingsteken kan uitvlokking optreden door adsorptie en brugvorming. Bij negatief geladen colloïden wordt de adsorptie bevorderd door bijvoorbeeld Ca^{++} -ionen, welke microbruggen vormen tussen het polyelectroliet en het colloïd.

De methode van menging kan als gevolg van de veelal irreversibele adsorptie grote invloed op de flocculatie uitoefenen.

Bij "flash mixing" wordt een zeer snelle menging toegepast, waarbij de polymeren reeds bruggen vormen tussen verschillende deeltjes, alvorens ze geheel op een deeltje geadsorbeerd zijn. Bij laag moleculaire polymeren treedt deze brugvorming en dus de flocculatie niet op. Het blijkt mogelijk de flocculatie te bevorderen door de gehele dosis polymeren aan slechts de helft van het water toe te voegen en later te mengen met het andere deel (Fleer 1971).

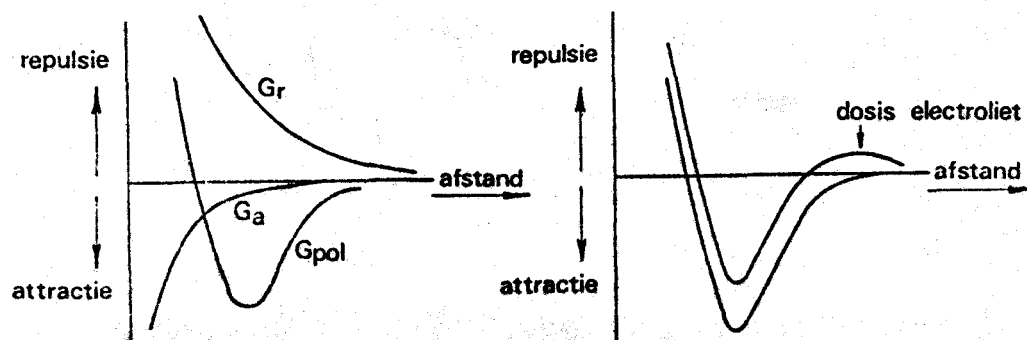
Bij de dosering worden veel staarten en lussen op het geheel gestabiliseerde colloïd gevormd, die bij menging met de andere helft van het colloïd bruggen vormen op de kale deeltjes en een snelle uitvlokking bewerkstelligen.

De dosering van de eerste helft van het water dient

dan ongeveer gelijk te zijn aan de concentratie bij de grootste kromming in de adsorptie-isotherm (pijltje in afb. 9). Bij hoog moleculaire polymeren is de menging minder kritisch.

Bij de flocculatie spelen een aantal variabelen een rol. Reeds is vermeld dat brugvorming bij hogere molecuulgewichten van de polymeren gemakkelijker plaatsvindt. Een hogere concentratie van elektrolyet in het water vermindert de electrostatische repulsie (indrukken dubbellaag) en heeft invloed op de flexibiliteit van het polyelectrolyet (polyelectrolyeten in zeer verdunde elektrolyetoplossing zijn erg star). Een zekere starheid ofwel uitgestrektheid van de polymeerketen is gewenst. Ook de colloïdconcentratie is van belang. Bij meer geconcentreerde colloïdoplossingen kan gemakkelijker brugvorming optreden, zodat het soms gewenst is klei toe te voegen om de vast stof-concentratie te verhogen. Daar de polymeredosering ongeveer evenredig is met het oppervlak van de colloïdale deeltjes is dan wel een hogere dosis polyelectrolyet nodig.

De interactie van colloïdale deeltjes en polymeren kan, zoals afb. 12 laat zien, kwantitatief beschreven worden. De colloïdale deeltjes vertonen door



Afb. 12 - Repulsie en attractie bij flocculatie met polymeren.

de gelijke lading een electrostatische repulsie (G_r), doch trekken elkaar tevens aan door de Van der Waals attractie (G_a). Bij de adsorptie van polymeren en brugvorming ontstaat een adsorptieattractie-energie, doch ook een configuratie repulsie energie bij te dichte nadering en indrukken van de polymeerstructuur (tezamen G_{pol}).

De deeltjesafstand in een vlok blijft daardoor relatief groot (bijv. 5 nm). Bij coagulatie door elektrolieten ontstaat een veel dichtere nadering.

Het rechter gedeelte van afb. 12 laat de resultante van de diverse krachten zien, waaruit tevens blijkt dat het soms nodig is elektroliet te doseren om de repulsie op relatief grote afstanden te verlagen en uitvlokkingsmogelijk te maken.

2.4 Precipitatie ("Sweep Coagulation")

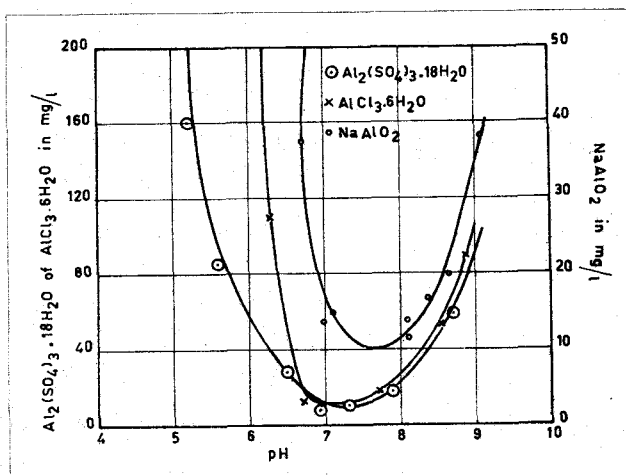
Een geheel ander geluid aangaande de coagulatie liet Packham (1963) horen. Hij coaguleerde colloïdale oplossingen van diverse rivierkleisoorten met Al-sulfaat. Hij kwam tot de ontdekking dat de organische stof op de door hem onderzochte klei geen invloed had op de coagulatieparameters en kwam verder tot de volgende conclusies:

De stabiliteit van troebeling veroorzakende kleideeltjes in natuurlijke wateren is niet het gevolg van hun negatieve lading, maar wordt veroorzaakt door ongunstige kinetiek van de vlokvorming. De dosering van vlokmiddel dient slechts om de voor uitvlokkingsgunstige kinetische voorwaarden te scheppen, waarbij de kleideeltjes in de massa van uitvlokkende hydrolyse-producten worden ingesloten.

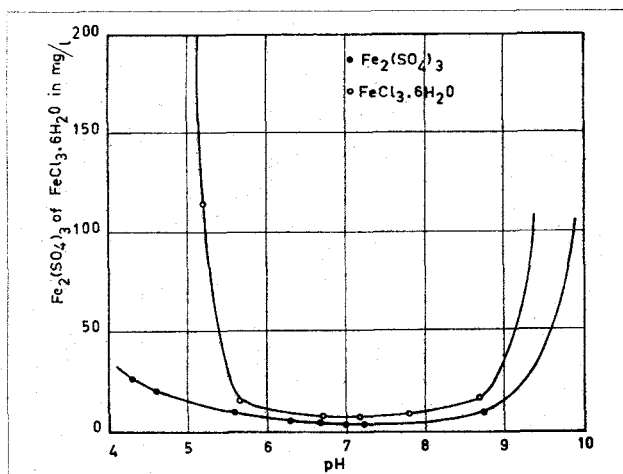
Packham baseerde zich hierbij op de volgende waarnemingen:

1. De coagulatie van kleisuspensies hangt sterker af van het vlokmiddel en de watersamenstelling dan van de aard van de kleideeltjes.
2. Al- en Fe-zouten hebben een optimale werking onder omstandigheden, die hun snelste hydrolyse en precipitatie veroorzaken, hetgeen echter ook bij een mechanisme volgens adsorptieve coagulatie het geval is.
3. Bij geringere concentraties van kleisuspensies blijkt de vereiste dosis vlokmiddel kleiner te zijn naarmate de kleiconcentratie groter is.
4. Reductie van de zetapotentialaal correspondeert op generlei wijze met het al of niet optreden van de vlokvorming (Hall 1963).

In de afbeeldingen 13 en 14 zijn enige van de coagulatiecuren van Packham weergegeven. Uit de curven valt af te lezen, dat de optimale pH voor $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ en AlCl_3 circa 7 bedraagt (bij een electrolytconcentratie van 5 meq/l Na^+ , Cl^- en HCO_3^-), terwijl het pH-gebied van de vlokvorming veel nauwer begrensd is dan voor Fe-zouten. De aanwezigheid van SO_4^{2-} in het vlokmiddel is blijkbaar al voldoende om een vooral voor Fe zeer duidelijke verbreding van het vlokgebied teweeg te brengen.



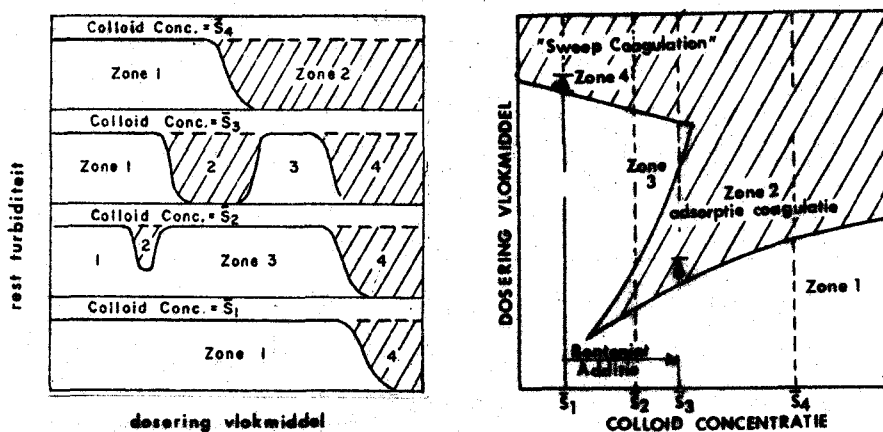
Afb. 13 - Coagulatie van 50 mg/l kaoliniet met Al (III) zouten.



Afb. 14 - Coagulatie van 50 mg/l kaoliniet met Fe (III) zouten.

2.5 Samenvatting

In eerste instantie lijken de theorieën van de adsorptieve coagulatie van Stumm en O'Melia en de precipitatie van Packham tegenstrijdig te zijn. Ze zijn evenwel aanvullend.



Afb. 15 - Schematische weergave van de coagulatie met Fe en Al-zouten bij constante pH, uitgevoerd in bekerproeven.

Uit afbeelding 15 blijkt dat adsorptieve coagulatie van colloïden met een geringe oppervlakteconcentratie, volgens Packham door ongunstige kinetische omstandigheden, niet mogelijk is. Pas bij een grote dosis (100 tot 1000 x het oplosbaarheidsproduct) treedt een snelle precipitatie op ("sweep coagulation") waarbij bovendien geldt dat bij een geringere colloïdconcentratie een grotere Fe of Al-dosis nodig is. Bij deze soorten water is het gewenst een vlok-hulpmiddel toe te voegen in de vorm van een negatief sol met groot oppervlak, zoals bentoniet of actieve kiezelzuur, ten einde de colloïdoppervlakteconcentratie te vergroten en met een geringere dosis Al of Fe tot destabilisatie in het gebied van

adsorptieve coagulatie te komen. Bij afvalwater met een grote colloïdconcentratie is een betrekkelijk hoge dosis nodig voor adsorptieve coagulatie, welke zelfs de dosis voor precipitatie kan overschrijden (zie afb. 7). De adsorptieve coagulatie is in vergelijking met de precipitatie een betrekkelijk traag verlopend proces, doch levert wel een beter product (dichtere vlok, beter wrijvingsbestendig).

Het is duidelijk dat een goede kennis vereist is van de aard en het oppervlak van de colloïdale verontreinigingen, wil een doelgericht coagulatieproces mogelijk zijn. In de praktijk zal men wellicht geneigd zijn snel een grote vlok te creëren, dus "sweep coagulation" toe te passen.

Een deel van deze problematiek is eveneens behandeld in een overzichtsartikel over de "State of the art of coagulation" (JAWWA 1971).

3. VLOKVORMING

3.1 Uitvoering van de destabilisatiefase

De reacties in de destabilisatiefase zijn zeer snel. De vormingstijd van de goed adsorberende monohydroxocomplexen $AlOH^{2+}$, $FeOH^{2+}$ bedraagt 10^{-10} sec. volgens Hahn (1966). De Al en Fe polymeren vormen zich in 10^{-2} tot 1 sec. De adsorptie van de polymeren is eveneens snel en onomkeerbaar.

De tijd nodig voor het transport van colloïdale deeltjes, vlok- en vlokhulpmiddelen (diffusie) ligt in de orde van 10^{-4} sec. en voor zeer hoogmoleculaire polymeren hooguit enkele seconden.

De snelle vormings- en adsorptieprocessen en de wens van uniforme complexvorming van Fe en Al verbindingen bij een uniform pH vereisen dat een momentane menging van de vlokmiddelen plaatsvindt. Indien de pH van doorslaggevend belang zou zijn, is buffering van het water wellicht noodzakelijk. Binnen één seconde kan menging mogelijk zijn (Hudson, Wolfner 1967). Deze momentane menging is bij gebruik van synthetische polymeren minder essentieel vanwege de tragere adsorptie. Menging binnen enkele seconden ofwel binnen de destabilisatiefase is evenwel toch vereist om afbreken van gevormde deeltjes door de heftige roering in de orthokinetische vlokformingsfase (restabilisatie) te vermijden. Gecoaguleerd slib (klei) in oppervlaktewater is bestand tegen "flash mixing", echter bij afvalwater dient langzamer en langer geroerd te worden, ten einde te voorkomen dat de colloïdale deeltjes verder afbreken, hetgeen weer meer vlokmiddel vereist (O'Melia 1972).

3.2 Perikinetische vlok Vorming

De gedestabiliseerde colloïdale deeltjes kunnen door de thermische beweging, de Brownse beweging, na botsing samenklevan (perikinetische vlok Vorming). De snelheid van aggregatie is afhankelijk van de botsingsfrequentie en de efficiëntie van de botsing. Dit mechanisme is door von Smoluchowski (1917) in formule gebracht en door Overbeek (1952) wederom beschreven. Swift en Friedlander (1964) hebben modificaties van deze theorieën geïntroduceerd. De toepassing voor coagulatiebassins is beschreven door Camp en Stein (1943, 1955) en Hahn (1966). De afname van het aantal deeltjes van gelijke grootte blijkt te verlopen in een tweede ordeproces:

$$J_{pk} = - \frac{dn}{dt} \propto \frac{4kT}{3\eta} n^2$$

waarin:

J_{pk} = de snelheid van afname van het aantal deeltjes door perikinetische vlok Vorming (sec^{-1})

n = aantal deeltjes op tijd t (m^{-3})

α = botsingsefficiëntie

k = Boltzmann-constante ($\text{Nm}/^\circ\text{k}$)

T = temperatuur ($^\circ\text{k}$)

η = viscositeit ($\text{N sec}/\text{m}^2$)

Na integratie volgt dat de tijd om van n_0 tot n deeltjes bij $\alpha = 1$ (snelle vlokking) te komen, gelijk is aan

$$t = \frac{3\eta}{4kT} \left(\frac{1}{n} - \frac{1}{n_0} \right)$$

en de halveringstijd

$$t_{\frac{1}{2}} = \frac{3n}{4kTn_0}, \text{ bij } 20^\circ\text{C } t_{\frac{1}{2}} = \frac{1}{1,23 \times 10^{-17} n_0}$$

Berekend kan worden, dat indien $n_0 = 7,3 \times 10^{11}$ per liter de halveringstijd bij 20°C ongeveer 2 minuten bedraagt. Dit is het geval bij een oplossing van ongeveer 1 mg/l colloïdale deeltjes (voor kaolien, $\rho = 2,6 \text{ g/cm}^3$) met afmetingen van $0,1 \mu\text{m}$.

Tevens blijkt dat de perikinetische vlokvorming een snel aflopend proces is, daar deeltjes van $1 \mu\text{m}$ (1 mg/l) reeds 31 uur nodig hebben om tot de helft van het aanvankelijke aantal deeltjes te komen. De perikinetische vlokvorming is in de praktijk van belang bij deeltjes kleiner dan $1 \mu\text{m}$.

3.3 Orthokinetische vlokvorming

Bij deeltjes groter dan $1 \mu\text{m}$ kan pas snelle vlokvorming optreden, indien in de vloeistoffase snelheidsgradiënten door roeren aangebracht worden (orthokinetische vlokvorming).

Ook bij ongestoorde bezinking kan door de variatie in de valsnelheid van niet gelijke deeltjes vlokvorming optreden; dan zijn evenwel lange verblijftijden nodig.

Onder invloed van snelheidsgradiënten neemt het aantal deeltjes als volgt af (voor deeltjes van gelijke grootte):

$$J_{ok} = \frac{dn}{dt} = -\frac{2}{3} \alpha G d^3 n^2 = \frac{4}{\pi} \alpha G \phi n$$

waarin:

J_{ok} = de snelheid van afname van het aantal deeltjes door orthokinetische vlokvorming (sec^{-1})

G = snelheidsgradiënt in de vloeistof (sec^{-1})

d = deeltjesdiameter (m)

ϕ = volumefractie van de deeltjes.

Uit de formule volgt, dat bij een gering aantal deeltjes na destabilisatie slechts een zeer trage vlokvorming zal optreden. Dit is het geval bij uitvlokken van virussen of colibacteriën met concentratie van 10.000 per cm^3 .

Deze micro-organismen kunnen dan ook pas in aanwezigheid van meer colloïdaal materiaal of door "sweep coagulation" uitgevlokt worden.

Wanneer de snelheden van deeltjesafname volgens beide mechanismen op elkaar gedeeld worden ontstaat de volgende relatie:

$$\frac{J_{ok}}{J_{pk}} = \frac{\eta G d^3}{2kT}$$

Indien $G = 10 \text{ sec}^{-1}$ is bij 25°C dit quotiënt gelijk aan 1 voor deeltjes van $1 \mu\text{m}$. Bij praktijkinstallaties in de USA bleek $G = 10$ tot 100 sec^{-1} . De snelheidsgradiënt kan volgens Camp en Stein (1943) bepaald worden met de formule:

$$G = \sqrt{\frac{P}{V\eta}}$$

waarin:

P = de ingebrachte energie (Nm)

V = volume van de reactor (m^3)

De waarde van G is sterk gebonden aan de vorm en grootte van het vat en de wijze van roeren.

De gegeven formules moeten als theoretische richtlijnen worden gezien, daar de praktische uitwerking nog veel problemen oplevert.

Voor de praktijk van destabilisatie en vlokvorming wordt verder verwezen naar een volgend rapport van de commissie vlokvorming en vlokverwijdering.

Als meetmethoden komen in aanmerking: deeltjes tellen met een microscoop of ultramicroscoop, deeltjes tellen door passage langs een lichtpunt in een stromingsmicroscoop, deeltjes tellen in een coulter teller (voor deeltjes $>1\mu$) en het meten van de lichtverstrooiing en de troebelheid.

4. DE VERWIJDERING VAN KLEUR DOOR DE COAGULATIE

4.1 Aard en eigenschappen van kleur

De kleur in natuurlijke wateren is voornamelijk toe te schrijven aan de aanwezigheid van organische verbindingen, afkomstig van afbraakprocessen van plantaardig materiaal (humusstoffen).

De humusstoffen kunnen in drie hoofdgroepen worden onderscheiden:

fulvinezuren, humuszuren en hymatomelaninezuren, waarvan de fulvinezuren in oppervlaktewater kwantitatief de grootste groep vormen (>75%).

Shapiro (1964) veronderstelt dat humusstoffen in water een onverzadigd alifatisch karakter hebben, anderen menen dat het merendeel der genoemde zuren voorkomt als aromatische polyhydroxy-methoxy-carbonzuren (Black en Christman 1963, Christman en Ghassem: 1966).

Shapiro (1964) en Packham (1964) menen, dat humus- en fulvinezuren voornamelijk in ware oplossing aanwezig zijn, waarbij slechts een gedeelte van de moleculen op grond van hun grootte een colloïdaal karakter kan worden toegekend.

Het is gewenst de tot de kleur bijdragende stoffen uit water te verwijderen vanwege diverse motieven: esthetische eisen, wensen van de industrie vooral met betrekking tot het vervuilen van ionenwisselaars en mogelijke vorming van complexe verbindingen met Fe, Mn, Pb en andere zware metalen.

Het is gebruikelijk de kleur in water te bepalen door vergelijking met platina cobalt oplossingen.

De aanbevelingen van de VEWIN schrijven voor dat de kleur niet hoger mag zijn dan 20 en bij voorkeur

niet hoger dan 10 mg/l Pt. De analyse van de humusstoffen kan op snelle wijze geschieden met UV spectrometrie bij 240 m μ en bij 450 m μ na filtratie over een membraanfilter.

4.2 De verwijdering van humusstoffen door precipitatie

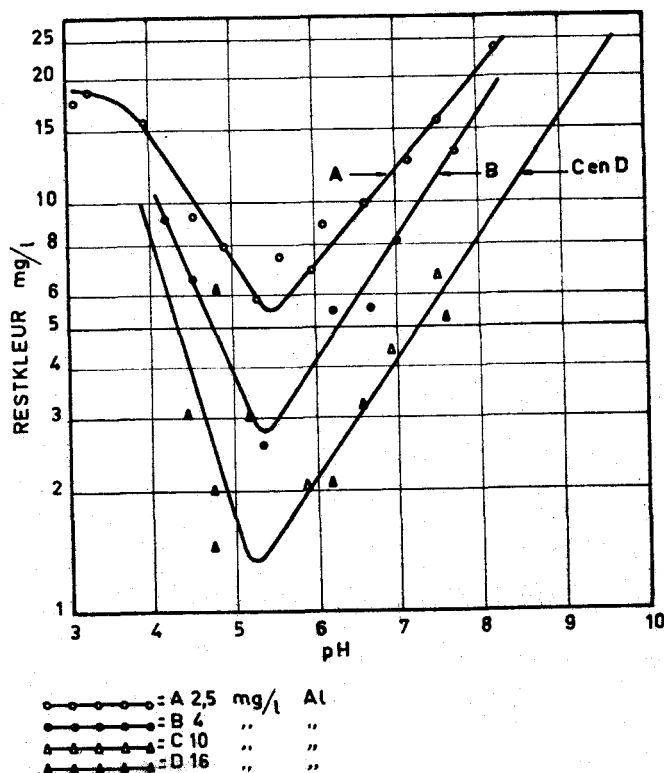
Over het mechanisme van de kleurverwijdering bestaat eveneens verschil van mening. Black en medewerkers (1961 en 1963) beschouwen de kleurvormende verbindingen als negatieve colloïden, die door specifieke adsorptie van positief geladen hydrolysecomplexen van Fe en Al gecoaguleerd worden.

Stumm en Morgan (1962), Shapiro (1964) en Packham en Hall (1965) zien het proces als een chemische precipitatiereactie, berustend op interactie van de Fe- of Al-hydroxylcomplexen en de carboxylgroepen van de kleurmoleculen die daarbij deel gaan uitmaken van de coördinatiesfeer van de Fe- en Al-complexen. Er worden Fe- en Al-humaten gevormd, welke bij een lagere pH precipiteren dan Al(OH)₃.

De huidige opvatting is dat de kleurverwijdering op precipitatie berust. Ook polyelectrolieten zijn volgens Vilaret (1966) in staat via adsorptieprocessen de kleur te verwijderen. De vereiste dosis is in verband met de adsorptie aan de zeer kleine deeltjes evenwel zeer hoog.

De kennis van de voor de praktijk belangrijkste voorwaarden voor een efficiënte kleurverwijdering is samengevat in twee rapporten van een AWWA Research Committee (1967, 1970):

- Er is een nauw optimaal pH-gebied, waarin de vereiste dosis vlokmiddel minimaal is. Dit optimum ligt voor Fe tussen pH 3,7 en 4,2 en voor Al tussen pH 5 en 5,5 (afb. 16).



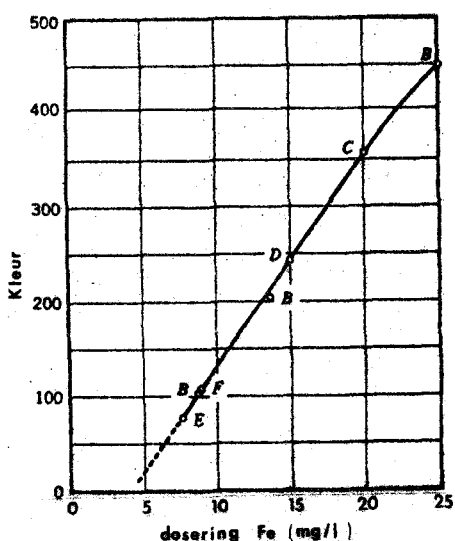
Afb. 16 - pH-afhankelijkheid van de kleurverwijdering bij verschillende Aluminium (III) doseringen.

Het handhaven van deze pH is des te kritischer, naarmate de kleur van het water hoger is. Black (1963) heeft gevonden, dat de optimale pH daalt bij een hogere kleur van het water. In het algemeen is de bij de optimale pH (ten opzichte van de dosering van het vlokmiddel) gevormde vlok zwak van structuur, zodat vlokvorming bij een hogere pH gewenst is. Singley (1965) concludeerde, dat bij een kleurverwijdering met Fe, stabilisatie van de vlok bij een pH van minimaal 6 - in verband met de filtratie - noodzakelijk is. Ook kunnen bij

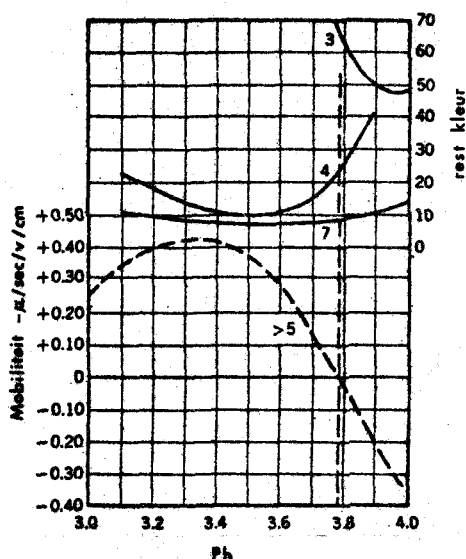
een lage pH corrosieproblemen optreden.

- Er bestaat een stoechiometrische relatie tussen de concentratie van de kleurbestanddelen en de vereiste dosis vlokmiddel (zie afb. 17), hetgeen wijst op een precipitatie of adsorptiemechanisme. Fulvinezuren vereisen een hogere dosis dan humine-zuren. Bij de optimale pH zijn ongeveer gelijke doseringen van Fe en Al, uitgerekend als equivalenten, nodig.

Fe geeft echter de laagste kleur bij deze pH en heeft een breder vlokgebied. De kleur is evenwel bij het opvoeren van de doseringen niet geheel te verwijderen.



Afb. 17 - De minimale ijzerdosering als functie van de kleur van het ruwe water.



Afb. 18 - Relatie tussen de mobiliteit, de verwijdering van kleur en de pH van de coagulatie.

- De aanwezigheid van Ca en Mg heeft een gunstig effect in de vorm van een verbreding van het optimale vlokgebied van de pH. Een hogere pH tijdens

de vlokvorming kan daardoor voor harde wateren toch tot een acceptabele kleur leiden.

- De optimale kleurverwijdering blijkt lang niet altijd te corresponderen met een volkomen ontladen toestand van de zich vormende vlokdeeltjes. Black (1963) heeft geconstateerd, dat een optimale kleurverwijdering door Fe plaatsvindt bij een lagere pH dan die van het isoëlectrische punt van de humuszuren en een beweeglijkheid van nul (zie afb. 18). Packham (1965) vond dat bij een gelijktijdige coagulatie van kleisuspensies (kaolien) en kleurveroorzakende bestanddelen met Al de uitgevlokte deeltjes zelfs vrijwel de hoogste zetapotential hebben op het punt van de optimale kleurverwijdering en ook Singley (1965) vond geen optimale kleurverwijdering bij een zetapotential van nul bij de coagulatie van kleur met Fe.

Een betere maat voor de optimale condities kan wellicht gevonden worden met behulp van fluorescentie-emissie (meting van verstrooid licht).

Ghassemi (1967) en Arnquist maten een snelle afname van de emissie bij de optimale pH. De meting van de lading van de deeltjes kan ook plaatsvinden met behulp van een titratie tussen een positieve en een negatieve colloïd volgens Kawamura en Tanaka (1966).

- In die gevallen waarin een hoge kleur samengaat met een zeer geringe troebeling is het waarschijnlijk economischer de kleur langs oxidatieve weg te verwijderen.

5. DE VERWIJDERING VAN FOSFAAT DOOR DE COAGULATIE

Veel is er geschreven over de verwijdering van fosfaat tijdens de derde zuiveringstrap bij de afvalwaterzuivering. De conclusies zijn direct overdraagbaar naar de drinkwaterzuivering, daar ook bij de afvalwaterzuivering de verwijdering van fosfaat plaatsvindt door precipitatie met Fe, Al of Ca (Pöpel 1970).

De verwijdering van fosfaat berust op de ligandenverbindingen van Fe en Al met OH en PO_4 -ionen, bijvoorbeeld $(Fe_n(OH)_{3m}(PO_4)_{n-m})$. De vlokvorming van $FePO_4$ of $AlPO_4$ blijkt over een groot pH traject te kunnen plaatsvinden, waarbij de optimale pH nogal afhankelijk is van de water-soort.

De mate van fosfaatafname is echter voornamelijk afhankelijk van de overdosis Fe of Al (2 à 6 x).

$$\frac{C_e}{C_o} = K_1 + K_2 \log \frac{C_{Fe}}{C_o}$$

waarin:

C_o = beginconcentratie fosfaat, mmol/l

C_e = eindconcentratie fosfaat, mmol/l

C_{Fe} = dosis Fe, mmol/l

K_1, K_2 = constanten

Door de invloed van organische stoffen (colloïden bij de afvalwaterzuivering) en vanwege het gevaar van CO_2 -vorming uit bicarbonaten, gevolgd door flotatie, is het gewenst de vlokvorming bij pH 7 tot 8 te laten plaatsvinden.

Verwijdering van fosfaat kan ook met behulp van kalk plaatsvinden. Bij de afvalwaterzuivering is veelal reeds een overmaat Ca aanwezig, zodat volstaan kan worden met pH-verhoging door het doseren van loog. Ca vormt complexen met PO_4 en CO_3 :

$\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{OH}$, $\text{Ca}_2(\text{PO}_4)_3$ en CaCO_3 . De belangrijkste variabele is de pH: $\log C_e = K_1 - K_2 \text{ pH}$.

Bij een pH > 10,5 kan de fosfaateliminatie in afvalwater plaatsvinden tot beneden 0,5 mgP/l. Met Fe of Al is dit moeilijker haalbaar daar om economische redenen slechts 90 tot 95% van het fosfaat verwijderbaar is.

Het corrigeren van de pH na de fosfaatverwijdering door kalk is geen dure zaak, daar het water door de coprecipitatie van CaCO_3 een groot deel van zijn buffercapaciteit heeft verloren.

De fosfaatverwijdering bij de afvalwaterzuivering is sterk afhankelijk van het afvalwater, de juiste condities moeten langs experimentele weg vastgesteld worden.

Pöpel spreekt een voorkeur uit voor de fosfaatverwijdering met kalk, vanwege het lagere overgebleven fosfaatgehalte, de geringere gevoeligheid van het soort afvalwater en de eenvoudige regeling van het proces via de pH.

Bij de drinkwaterzuivering hebben geringe hoeveelheden fosfaat (<0,5 mgP/l) slechts weinig invloed op het coagulatieproces. Een geringe verhoging van de Fe-dosering blijkt echter wel noodzakelijk (Morgan, Engelbrecht 1960).

6. DE VERWIJDERING VAN MICROVERONTREINIGINGEN, MICRO- ORGANISMEN, ALGEN EN VIRUSSEN DOOR DE COAGULATIE

Zware metalen worden bij de coagulatie slechts ten dele of niet verwijderd. Het blijkt dat deze metalen zich in lage concentraties nogal eens verbinden met organische stoffen tot complexe verbindingen, welke tijdens de coagulatie niet of slecht verwijderd worden. Voor zover de metalen als zodanig opgelost zijn of geadsorbeerd aan slib, treedt waarschijnlijk wel een goede verwijdering op. Onderstaande tabellen geven een indruk van de verwijdering van de zware metalen.

Tabel 1

De verwijdering van zware metalen door coagulatie en snelfiltratie, concentratie $\mu\text{g/l}$.

Gegevens : DWL Den Haag
Periode : juli-december 1973
Aantal waarnemingen: n=7
Uitgangswater : Lek

Water	Lek, gefiltreerd			na coagulatie		
	min.	max.	gem.	min.	max.	gem.
Cr	2	17	5,6	<2	6	2,1
Cu	13	29	20,9	2	16	6,4
Zn	29	141	72,9	6	86	26,7
Cd ^x	<1	2	-	<1	<1	-
Hg ^{xx}	0,2	0,3	-	<0,1	0,3	-
Pb ^x	<3	15	6,3	<3	3	1,5

x veel waarnemingen onder detectiegrens, voor deze waarnemingen is voor het berekenen van het gemiddelde de halve waarde van de detectiegrens genomen

xx 2 waarnemingen

Tabel 2

Gegevens : DWL Rotterdam
Periode : augustus 1973 - mei 1974
Uitgangswater: Afvoer Berenplaat, Maas

Water Concentratie	n	Maas, bezonken			na coagulatie		
		min.	max.	gem.	min.	max.	gem.
Cu	14	1	10	3,2	<1	6	1,5
Pb	6	2	5	3,6	2	5	2,9
Zn	39	10	30	15,6	<10 ^x	20	7,3
Cd	17	0,1	0,8	0,46	0,1	0,7	0,42
Hg	12	0,05	0,25	0,12	<0,05	0,10	0,05
Co	12	<1	3	1,7	<1	2	1,0
Cr	15	0,5	4,2	2,3	0,1	1,5	0,7
Mo	5	2	8	4,8	3	5	3,8
Ni	14	6	11	8,1	4	10	6,9

x veel waarnemingen onder detectiegrens, voor deze waarnemingen is voor het berekenen van het gemiddelde de halve waarde van de detectiegrens genomen.

Ten aanzien van de organische microverontreinigingen kan gesteld worden dat in het algemeen slechts verwijdering optreedt wanneer deze stoffen aan het slib geadsorbeerd zijn. Dit is bijvoorbeeld met een groot deel van olie en een aantal pesticiden het geval. De opgeloste microverontreinigingen zullen de coagulatie echter vrijwel ongehinderd passeren. Van de pesticiden is bekend dat aldrin, DDD, DDT, dieldrin, heptachloor (epoxide), HCB, methoxychloor, PCB's, telodrin, tetrachloorbenzeen en endosulfan goed aan slib adsorberen en aldus verwijderd worden. Dit is niet het geval bij dimethoaat, diuron, α en γ BHC, linuron, malathion

(Bauer, 1972). Ook de zogenaamde reuk- en smaakstoffen zullen in het algemeen door coagulatie niet verwijderd worden. De verwijdering van detergenten (schuimvorming boven 0,3 mg/l) is eveneens minimaal.

Micro-organismen zoals bacteriën kunnen volgens hun gedragingen beschouwd worden als hydrofiele colloïden, althans voor zover zij colloïdale afmetingen bezitten.

Volgens Tenney en Stumm (1965) worden de vlokken gevormd door brugvorming van reactieve groepen op het oppervlak van de bacteriën en vlokmiddelen.

Sastry c.s. (1969) vond een goede verwijdering van coliforme bacteriën en enterococci bij de coagulatie met Al.

Ze worden aldus bij de coagulatie verwijderd vooral in combinatie met breekpuntschloring. Grotere micro-organismen worden door "sweep coagulation" verwijderd (Van Duuren). Ook is het mogelijk bacteriën door kationische, anionische en nonionische polymeren, zoals polyacrylamide uit te vlokken (O'Melia, 1972).

Ook algen kunnen goed uitgevlokt worden, al vereisen zij een hogere dosis vlokhulpmiddel (Tilton, 1972).

Bernhardt en Clasen (1967) coaguleerden met succes een aantal algensoorten echter met uitzondering van de groenalg Scenedesmus. Uit een onderzoek van T. Hagens, uitgevoerd bij de Duinwaterleiding van 's-Gravenhage onder leiding van het Laboratorium voor Fysische en Colloïdchemie van de Landbouwhogeschool Wageningen, is daarentegen gebleken dat de groenalg Scenedesmus door Fe ook zonder chloordosering goed verwijderd kan worden. Algen worden

eveneens goed verwijderd met kalk bij pH = 11 (Folkman, 1973). In de praktijk is de ervaring dat breekpuntschlooring de verwijdering van algen vergemakkelijkt.

Veel literatuur komt de laatste tijd beschikbaar over de verwijdering van virussen door coagulatie (Brunner, Sproul 1970; Carlson c.s. 1968; Chaudhuri, Engelbracht 1970; Manwaring c.s. v. 1971; Primavesi 1970; Shelton, Drewey 1973; Sproul 1972). Over het algemeen wordt gesproken over een goede verwijdering van virussen zoals poliovirus I, bacteriophage T₂ en MS₂ en Cocksackievirus door coagulatie met Fe en Al-zouten. Polyelectrolieten geven slechts soms een goede verwijdering te zien. De verwijdering vindt plaats via chemische en fysische adsorptie, welke reversibel is, zodat slib virusactief blijft. Er is sprake van een complexe binding tussen de carboxylgroepen van de virusproteïnen en de metaalionen van het vlokmiddel, terwijl de adsorptie aan klei plaatsvindt door vorming van klei-kation-virusbindingen. Organische stoffen beïnvloeden de verwijdering in negatieve zin. Algemeen wordt nader onderzoek noodzakelijk geacht.

SAMENVATTING

- Bij het weergeven van de theorie van de vlok-
vorming is vooral ingegaan op de verschillende mo-
gelijkheden van de destabilisatie van colloïden be-
staande uit anorganische kleimineralen.

Geconcludeerd wordt dat bij de gebruikelijke coa-
gulatie met Fe en Al-zouten de electrostatische
coagulatie (indrukken van de dubbellaag van colloï-
den) wel altijd optreedt, doch zeker niet de be-
langrijkste rol speelt. Indien het water een ge-
ringe concentratie colloïden bezit zal het proces
van "sweep coagulation" (precipiteren van Fe en
Al(OH)₃ en insluiten in het vlok) toegepast kunnen
worden. Bij grotere concentraties van colloïden
verloopt het proces voornamelijk via adsorptieve
coagulatie van Fe en Al hydroxylcomplexen en/of
via flocculatie met behulp van polyelectrolieten
(adsorptie en brugvorming). Vooral voor dit laatste
proces zijn stoichiometrische hoeveelheden vlok-
middel vereist.

- Het blijkt dat de diffusie-, adsorptie- en
reactiesnelheden bij de coagulatie groot zijn,
zodat een snelle menging van chemicaliën vereist
is voor een uniforme vlokvorming.

Tijdens de perikinetische vlokvorming worden micro-
vlokjes (<1 µm) gevormd met behulp van de Brownse
beweging. Tijdens de orthokinetische vlokvorming
dient energie ingebracht te worden via roeren om
de botsingskans van de microvlakjes te vergroten
en affiltreerbare vlokken te vormen.

- Bij de coagulatie vindt een aanzienlijke afname
van humusstoffen, welke het water een kleur geven,
plaats.

De precipitatie van Al- en Fe-humaten vereist de geringste dosering vlokmiddel bij een pH van 4 à 5. In de praktijk vindt de uitvlokking plaats bij een pH van circa 8, waarbij vergeleken met de mogelijke kleurafname bij lagere pH-waarden grotere doseringen vlokmiddel vereist zijn.

- De verwijdering van fosfaat bij de coagulatie berust eveneens op precipitatiereacties door ligandenuitwisseling. Bij de derdetrapszuivering van afvalwater kan met voordeel kalk als vlokmiddel worden gebruikt.

- Organische microverontreinigingen worden bij de coagulatie vrijwel uitsluitend verwijderd indien ze op slib geadsorbeerd zijn. Dit is voor olie en een aantal pesticiden voor een deel het geval. Zware metalen worden slechts zeer ten dele verwijderd.

- Micro-organismen en algen worden veelal goed verwijderd door adsorptieve coagulatie en "sweep coagulation". Virussen worden goed verwijderd door Al- en Fe-complexvorming.

LITERATUURLIJST

Bauer U., (1972)

Veröffentlichungen des Instituts für Wasserforschung,
Dordtmund und der Dordtmunder Stadtwerke nr. 15,
Über das Verhalten von Bioziden bei der Wasserauf-
bereitung.

Bean E.L., Campbell S.J., Anspach F.R. (1964)

JAWWA 56 214

Zeta potential measurements in the control of coagu-
lation chemical doses.

Bernhardt H., Clasen J. (1967)

Veröffentlichungen der Abteilung und des Lehrstuhls
für Wasserchemie, Leitung H. Sontheimer, Heft 3,
Flockung Probleme der Entfernung von Mikroorganismen
durch Flockung in der Trinkwasseraufbereitung, 294.

Biedermann G. (1964)

Svensk kem. Tidskr. 76 19, 362

Coagulation of organic colour with hydrolyzing
coagulants.

Black A.P., Willems D.G. (1961)

JAWWA 53 589

Electrophoretic studies of coagulation removal of
organic colour.

Black A.P., Christman R.F. (1963)

JAWWA 55 753, 897

Characteristics of coloured surface waters.
Chemical characteristics of fulvic acids.

Black A.P., Singley J.E., Whittle G.P., Maulding J.S.
(1963)

JAWWA 55 1347

Stoichiometry of the coagulation of colour causing
organic compounds with ferric sulfate.

Black A.P., Birkner F.B., Morgan J.J. (1965)

JAWWA 57, 1547

Destabilization of dilute clay suspensions with
labeled polymers.

Black A.P., Ching-lin Chen (1967)

JAWWA 59 1173

Electrokinetic behaviour of aluminium species in
dilute dispersed kaolinite Systems.

Brosset C, Biedermann G., Sillen L.G. (1954)

Acta Chem. Scand. 8 1917

Studies on the hydrolysis of metal ions XI The
aluminium ion.

Brunner D.R., Sproul O.J. (1970)

Proc. ASCE, J. San. Eng. Div. 96, 365

Virus inactivation during phosphate precipitation.

Camp T.R., Stein P.C., J. Boston Soc. Civ. Eng.

30 219 (1943)

Velocity gradients and internal work in fluid motion.

Camp T.R., Trans. Amer. Soc. of Civ. Eng., 120 1

(1955)

Flocculation and flocculation basins.

Carlson G.F. c.s. (1968), J.WPCF 40, R 89
Virus inactivation in clay particles.

Chaudhuri M., Engelbracht R.S. (1970)
JAWWA 62, 563
Removal of virusses from water by chemical
coagulation and flocculation.

Christman R.F., Ghassemi M. (1966)
JAWWA 58 723
The nature of organic colour in water.

Committee on coagulation and Committee on colour
problems (1970), JAWWA 62 311
Coagulation and colour problems.

Committee on coagulation (1971)
JAWWA 63 99
State of the art of coagulation.

Committee on colour problems (1967)
JAWWA 59 1023
Research report.

Fleer G.J. Dissertatie Landbouwhogeschool Wageningen
1971. Polymer adsorption and its effect on colloidal
stability.

Folkman Y., Wach A.M. (1973)
Water Research 419, Removal of algae from stabili-
zation pond effluents by lime treatment.

Ghassemi M. (1967)

Doctoral Dissertation, University of Washington.

Giesen A.A. van der (1966), Chem. W.kbl. 62 305

De hydrolyse van oplossingen van Fe (III) nitraat.

Hahn H.H. (1966) Vom Wasser XXXIII, 172

Der Koagulationsprozess.

Hall E.S., Packham R.F. (1965)

JAWWA 57 1149

Coagulation of organic colour with hydrolyzing
coagulants.

Hudson H.E., Wolfner J.P. (1967)

JAWWA 59 1257

Design of mixing and flocculation basins.

Kawamura S., Tanaka Y. (1966) WSW 348

Applying colloid titration techniques to coagulant
dosage control.

Lerk C.F. (1965) Dissertatie Delft.

Enkele aspecten van de ontijzering van grondwater.

Manwaring J.F. c.s. (1971) JAWWA 63 298

Removal of virusses by coagulation and flocculation

Matijvic E.C.S. (1961) J. Phys.Chem. 65 826

Detection of metal ion hydrolysis by coagulation
III Aluminium.

Minz D.M. (1964) General report 6th IWSA-congress
Stockholm.

Aids to coagulation.

O'Melia (1972) in W.J. Weber Physico chemical
processes for water quality control.

Coagulation and Flocculation, 61.

Morgan J.J., Engelbracht R.S. (1960

JAWWA 52, 1303

Effects of phosphates on coagulation and sedimen-
tation of turbid waters.

Oskam G. (1969) H₂O 2, 120

Coagulatie en flocculatie.

Overbeek J.Th.G. (1952), in H.R. Kruijt, Ed. Vol I,
Elsevier Amsterdam.

Colloid Science, kinetics of flocculation.

Packham R.F. (1963) Proc. Soc. Water Treatm. Exam.

12 15

The coagulation process, A Review of some recent
investigations.

Packham R.F. (1963) Proc. Soc. Water Treatm. Exam.

13 316

Studies of organic colour in natural water.

Packham R.F. (1967) Proc. Soc. Water Treatm. Exam.

16 88

Polyelectrolytes in water clarification.

Pöpel J. (1970) H₂O 3 416

Die Phosphatentfernung als dritter Stufe der
Abwasserreinigung.

Primavesi C.A. (1970) Ges. Ing. 91 266

Die Viruseliminierung im Oberflächenwasser durch
Flockung und Chlorung.

Reichert J., Haberer K., Normann S., (1972)

Vom Wasser 39 137

Untersuchungen über das Verhalten von Spuren-
elementen bei der Trinkwasseraufbereitung.

Riddick T.M. (1961), JAWWA 53 1007

Zeta potential and its applications to difficult
waters.

Riedmüller S., Wagner R.

Glossarium.

Sastry C.A. c.s. (1969) Environmental Health,

11 310 India

Removal of bacteria from water by coagulation.

Shapiro J. (1964) JAWWA 56, 1062

Effect of yellow organic acids on iron and other
metals in water.

Shelton S.P., Drewey W.A. (1973) JAWWA 65 627

Test of coagulants for the reduction of virusses,
turbidity and chemical oxygendemand.

Singley J.E., Maulding J.S., Harris R.H. (1965)
WWW eng. 2 52
Ferricsulphate as a coagulant.

Smoluchowski M. von (1917) Z. Phys. Chem. 92 129, 155
Versuch einer mathematischen Theorie der Koagulationskinetik kolloider Lösungen.

Sproul O.J. (1972) JAWWA 64 1972
Virus inactivation by water treatment.

Stumm W., Morgan J.J. (1962) JAWWA 54 971
Chemical aspects of coagulation.

Stumm W., Hahn H. (1967) in Veröffentlichungen der
Abteilung und des Lehrstuhls für Wasserchemie,
Leitung H. Sontheimer, Heft 3, Flockung
Kinetik der Flockung 98.

Stumm W., O'Melia C.R. (1968) JAWWA 60 514
Stoichiometry of coagulation.

Swift D.L., Friedlander S.K. (1964) J. Coll Sc. 19
621, The coagulation of hydrosols by Brownian
motion and laminar shear flow.

Tenney M.W., Stumm W. (1965) J. Water Poll. Contr.
Fed. 37 1370, Chemical flocculation of microorga-
nisms in biological waste treatment.

Tilton R.C. c.s. (1972) Wat. Res. 6 155
The flocculation of algae with synthetic polymeric
flocculants.

Verwey E.J.W., Overbeek J.Th.G. (1948)
Theory of the stability of lyophobic colloids,
Elsevier, Amsterdam.

Vilaret M.R. (1966)
Dissertation University of Florida.

Yao K.M. (1967) WSW 114, 261, 295
Particle aggregation in water pretreatment.

Bijlage 1.

BEGRIPPEN BEHORENDE BIJ DE THEORIE VAN DE VLOKVORMING

door ir. J. van Puffelen.

Bij de omschrijving van de begrippen is uitgegaan van het Glossarium van Riedmüller en Wagner, dat is gebaseerd op de voorstellen voor internationaal gebruik van Stumm en Sontheimer. Ook is het artikel van Oskam (1969) gebruikt.

Colloïden:

Colloïden zijn deeltjes, die wat grootte betreft, liggen tussen gesuspendeerde en moleculaire deeltjes. De onderlinge grenzen zijn evenwel niet scherp. Colloïden hebben een grootte van circa $5 \cdot 10^{-6}$ tot $2 \cdot 10^{-4}$ mm. Oplossingen van deze deeltjes worden colloïdale oplossingen of solen genoemd. Oplossingen in water worden hydrosolen genoemd. Colloïdale oplossingen bezitten specifieke fysische eigenschappen zoals het Tyndall-effect (lichtverstrooiing). Colloïden zijn onderhevig aan een thermische beweging, de z.g.n. Brownse beweging.

Electroforese:

Electroforese van colloïden is het verschijnsel, dat colloïden zich in een elektrisch veld met een zekere snelheid naar de negatieve of positieve pool bewegen. Dit verschijnsel wordt veroorzaakt door de elektrische lading op de deeltjes. Deze gelijkgerichte lading veroorzaakt tevens dat de deeltjes elkaar afstoten en daardoor veelal in oplossing blijven en niet samenklonteren en in zekere mate stabiel zijn.

Mobiliteit:

De mobiliteit of de beweeglijkheid is de bewegings-snelheid van colloïden in een electricch veld.

Zetapotential:

De zetapotential of electrokinetische potential is de potential aan het hydrodynamische afschuifvlak van de deeltjes bij beweging in het water. De potential van het water wordt hierbij op nul gesteld.

Destabilisatie:

Het proces, waarbij door toevoeging van vlokmidde-len de stabiliteit van colloïden verloren gaat.

Electrostatistische coagulatie:

De electrostatistische coagulatie of niet specifieke coagulatie is een vorm van destabilisatie van colloïden veroorzaakt door vermindering van de electrostatistische afstotingskrachten tussen de deeltjes door toevoeging van electrolieten (zouten in het algemeen).

Adsorptieve coagulatie:

De adsorptieve coagulatie is een vorm van destabilisatie veroorzaakt door toevoeging van specifieke stoffen, die adsorberen op de deeltjes en zo de oppervlaktelading veranderen.

Flocculatie:

Flocculatie is een vorm van destabilisatie, veroorzaakt door toevoeging van macromoleculen of polyelectrolieten, die adsorberen en bruggen vormen tussen de deeltjes.

Vlokvorming:

Vlokvorming is het proces dat optreedt na de destabilisatie. Dit is een algemeen begrip voor alle processen van microvlokvorming en vlokgroei.

Perikinetische vlokvorming:

De perikinetische vlokvorming is de vlokvorming van colloïden tot microvlokken, veroorzaakt door de Brownse of warmtebeweging van de colloïden.

Orthokinetische vlokvorming:

De orthokinetische vlokvorming is de vlokvorming van microvlokjes tot grote vlokken (vlokgroei). Voor een snelle vlokgroei is uitwendige agitatie nodig.

Precipitatie:

Precipitatie is het proces waarbij opgeloste ionen door toevoeging van andere ionen of wijziging van de pH tot uitvloking worden gebracht.

Vlokmiddel:

Vlokmiddel is de verzamelnaam van de stoffen, die de vlokvorming teweeg brengen, zowel via coagulatie, flocculatie als precipitatie.

In de waterzuivering worden onder vlokmiddelen vooral de ijzer- en aluminiumzouten bedoeld.

Vlokhulpmiddel:

Een vlokhulpmiddel dient ervoor de reeds aanwezige vlokken beter verwijderbaar te maken, bijvoorbeeld zetmeelderivaten.

Coagulatieproces:

Onder het coagulatieproces wordt het gehele gebeuren van het doseren van een vlokmiddel, de vlokvorming en de vlokverwijdering verstaan. Hoewel dit begrip volgens de definitie van coagulatie niet juist is, wordt het gebruik toch gehandhaafd omdat het is ingeburgerd.