

**Verwijdering van fosfaat
uit oppervlaktewater**

Evaluatie van in Nederland toegepaste systemen

Verwijdering van fosfaat uit oppervlaktewater



Evaluatie van in Nederland toegepaste systemen

94-15

Publicaties en het publicatieoverzicht
van de Stowa kunt u uitsluitend
bestellen bij:
Hageman Verpakkers BV
Postbus 281
2700 AC Zoetermeer
tel. 079-611188
fax 079-613927
o.v.v. ISBN- of bestelnummer en
een duidelijk afleveradres.
ISBN nr. 90.74476.15.5

INHOUDSOPGAVE

	blz
TEN GELEIDE	I
SAMENVATTING	II
1 INLEIDING	1
1.1 Algemeen	1
1.2 Doel van de studie	2
1.3 Opzet van het rapport	2
2 DE VERWIJDERING VAN FOSFAAT UIT INLAATWATER	3
2.1 Vormen van fosfaat	3
2.2 Biologische fosfaatverwijdering	3
2.2.1 Helofytenfilters	5
2.2.2 Fytoplankton en waterplanten	6
2.3 Fysisch-chemische fosfaatverwijdering	7
2.3.1 Flocculatie: aluminium-, ijzer-, en calciumzouten	11
2.3.2 <i>Kosten, baten, milieu-effecten en keuze</i>	11
2.4 Gecombineerde fysisch-chemische en biologische fosfaatverwijdering	12
2.5 Slibproductie en -verwerking	12
2.6 Neveneffecten	15
3 EVALUATIE VAN DE ONDERZOCHE INRICHTINGEN PER TYPE	17
3.1 Categorisering	17
3.2 Gewenst effect	17
3.3 Helofytenfilter	17
3.4 Defosfateringsinstallatie	20
3.4.1 Eenvoudige opzet waarbij een deel van de te behandelen plas wordt gebruikt voor de procesvoering	20
3.4.2 Uitgebreide defosfateringsinstallatie	22
3.5 Ruimtebeslag en inpassing in het landschap	24
3.6 Slibafvoer en -verwerking	25
3.7 Neveneffecten	25
4 KOSTEN	28
5 RICHTLIJNEN VOOR SYSTEEMKEUZE EN -ONTWERP	31
5.1 Inleiding	31
5.2 Beslissingsschema	32
6 CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN	35
REFERENTIES	37
BIJLAGEN	
Bijlage 1: Beschrijving van de systemen	39
Bijlage 2: Kosten van defosfateringsinstallaties	59

TEN GELEIDE

Defosfatering van ingelaten water is een van de maatregelen die genomen kunnen worden om het fosfaatgehalte in meren en plassen te verlagen en daarmee ook de mate van eutrofiëring. Op een vijftal locaties in Nederland wordt het defosfateren van oppervlaktewater toegepast. De verwijdering van het fosfaat kan geschieden met biologische systemen, zoals helofytenfilters, en met fysisch-chemische systemen. Flocculatie door ijzerzoutdosering, gevolgd door bezinking, wordt het meest toegepast; de bezinking wordt veelal gerealiseerd in diepe gaten of afgescheiden gedeelten van het meer.

De ontwerpcriteria die bij de realisatie van de defosfateringssystemen zijn gehanteerd, lopen uiteen en als gevolg daarvan de uitvoeringsvormen, de zuiveringsresultaten, de investerings- en exploitatiekosten. Verwacht wordt dat op meer plaatsen defosfatering van oppervlaktewater toegepast zal worden. Om daarbij een goede afweging van de verschillende mogelijkheden te kunnen maken, is het gewenst de reeds toegepaste systemen met elkaar te vergelijken en de beschikbare resultaten te evalueren.

Het thans voorliggende rapport beschrijft die evaluatie en gaat in op de kosten en de richtlijnen voor systeemkeuze en systeemontwerp.

De werkzaamheden werden door het bestuur van de STOWA opgedragen aan HASKONING Koninklijk Ingenieurs- en Architectenbureau te Nijmegen (projectteam ir. J.D. Leenen en dr. W. Wiegand). Het project werd namens de STOWA begeleid door een commissie bestaande uit drs. P.J.T. Verstraelen, drs. M. Schreijer, ing. G.A.P. van Geest, ing. G.B.J. Rijs en ir. P.C. Stamperius. Door een aantal waterkwaliteitsbeheerders zijn ten behoeve van het onderzoek gegevens verstrekt van praktijkinstallaties. De STOWA is hen daarvoor zeer erkentelijk.

Utrecht, november 1994

De directeur van de STOWA

drs. J.F. Noorthoorn van der Kruijff

SAMENVATTING

Defosfatering van inlaatwater is een maatregel die geschikt is om het fosfaatgehalte in een meer te verlagen en daarmee ook de mate van eutrofiëring van dat meer. De verwijdering van fosfaat uit inlaatwater kan geschieden met biologische systemen, bestaande uit helofytenfilters, zoals vloeivelden en infiltratievelden, en fysisch-chemische systemen welke bestaan uit eenvoudige installaties, uitgebreide installaties en vlokkingfiltratie in continue zandfilters.

Er zijn in Nederland slechts een beperkt aantal helofytenfilters en enkele installaties voor de verwijdering van fosfaat uit inlaatwater in bedrijf. Hierdoor, en door de geringe hoeveelheid meetgegevens van deze praktijkinstallaties dragen de conclusies uit deze studie een voorlopig karakter.

In helofytenfilters treedt doorgaans slechts een geringe verwijdering van fosfaat uit een inlaatwater op. Dit wordt veroorzaakt door enerzijds de geringe verwijderingscapaciteit voor fosfaat, anderzijds doordat er vaak nalevering optreedt bij de lage fosfaatconcentraties in het inlaatwater. Het ruimtebeslag van helofytenfilters is zeer groot.

Eenvoudige defosfateringsinstallaties bestaan uit een doseerinrichting, gevolgd door eventueel een menggedeelte, en een deel van het ontvangende oppervlaktewater dat wordt gebruikt voor de bezinking van het gevormde slib. In een uitgebreide defosfateringsinstallatie vindt menging en bezinking in een speciaal daarvoor gebouwde inrichting plaats. De werking van een vijftal installaties werd nader geëvalueerd. Over het algemeen is de werking van de installaties afhankelijk van de vorm waarin het fosfaat in het oppervlaktewater zich bevindt, in opgeloste vorm of geadsorbeerd aan zwevende stof. In veel gevallen is een groot deel van het fosfaat in het inlaatwater aanwezig als particulier fosfaat, en is de verwijdering van fosfaat dus sterk afhankelijk van de verwijdering van zwevende stof in het inlaatwater.

De verwijdering van zwevende stof en de dosering van chemicaliën impliceert de produktie van slib. De verwijdering van dit slib kan, afhankelijk van de kwaliteitsklasse van het slib, hoge kosten met zich meebrengen. De kwaliteitsklasse van het slib is niet alleen afhankelijk van de kwaliteit van de gedoseerde chemicaliën, maar vooral van de kwaliteit van het behandelde water, en de kwaliteit van het reeds aanwezige slib.

Voor de kosten van de verschillende wijzen van verwijdering van fosfaat uit inlaatwater worden ramingen gegeven. De verwijdering van het slib blijkt een belangrijk deel van de kosten uit te maken.

Een beslissingschema voor de keuze van het type defosfateringsinstallatie wordt gepresenteerd, op basis van de huidige inzichten, met als variabelen de hoeveelheid beschikbare ruimte, de gewenste verwijdering, de fractie opgelost P in het inlaatwater en de toepasbare ijzerconcentratie.

In de bijlagen worden de verschillende defosfateringsinstallaties nader beschreven, en de schatting van de kosten van de verwijdering van fosfaat uit inlaatwater nader toegelicht.

1 INLEIDING

1.1 Algemeen

Een van de oudste en nog steeds veelvuldig gebruikte indelingen van zoete wateren, in het bijzonder van meren, onderscheidt twee hoofdcategorieën: eutrofe of voedselrijke en oligotrofe of voedselarme meren. De primaire produktie, de produktie van groene planten en fytoplankton, is het biologische verschijnsel dat ten grondslag ligt aan deze indeling. Een eutroof meer heeft een hoge primaire produktie. In oligotroof water is de primaire produktie laag. Een voorwaarde voor een hoge primaire produktie is de beschikbaarheid van voedingsstoffen.

In Nederland wordt het optreden van eutrofie voornamelijk bepaald door twee nutriënten, fosfaat en stikstof. In de meeste gevallen blijkt fosfaat de limiterende nutriënt voor de primaire produktie te zijn. Ook limitatie door stikstof is evenwel geconstateerd.

Om de negatieve verschijnselen van eutrofiëring tegen te gaan is een aanpak op meerdere fronten nodig [30]. De opbrengst is afhankelijk van het jaargetijde. In de winter zal slechts weinig P in de bovengrondse delen aanwezig zijn. Dit betekent een lage afvoer bij maaien in de winter.

Een eerste stap voor verlaging van de hoeveelheid nutriënt is vermindering van de (externe) aanvoer. Dit kan gerealiseerd worden door enerzijds een beperking van de hoeveelheid inlaatwater, het water dat nodig is om een gewenst waterpeil in een meer te garanderen, en anderzijds verlaging van de gehalten aan nutriënten in het inlaatwater. Behandeling van het inlaatwater is daarbij een voor de hand liggende mogelijkheid.

Om de volgende redenen wordt er de voorkeur aan gegeven om fosfaat uit het inlaatwater te verwijderen in plaats van stikstof:

- de aanvoer van stikstof, met name door emissies uit de landbouw, is moeilijk te beïnvloeden;
- bij limitatie van stikstof kan een omslag ontstaan naar algen die stikstof uit de lucht kunnen opnemen;
- in veel meren is fosfaat reeds de nutriënt die limiterend is voor de groei van fytoplankton;
- het is goedkoper fosfaat te verwijderen dan stikstof;
- het is technisch eenvoudiger fosfaat te verwijderen dan stikstof.

De verlaging van het aanbod van fosfaat heeft tot gevolg dat fosfaat limiterend wordt voor de groei van fytoplankton, ook als dat in de oorspronkelijke situatie nog niet het geval was. In de zomer zullen dan de concentraties fytoplankton afnemen en daalt de eutrofiëgraad van het meer. Een verdere verbetering kan door aanvullende maatregelen worden gerealiseerd, zoals de verwijdering van sediment en actief biologisch beheer [2,3].

De baten van de verwijdering van fosfaat uit inlaatwater bestaan uit een toename van de kwaliteit van het ontvangende oppervlaktewater. Hierdoor is een rijker gevarieerd aquatisch milieu mogelijk, met een grotere rijkdom aan waterplanten, vissen, aan waterplanten gebonden insecten en watervogels. Bovendien worden de concentraties van een aantal zware metalen lager door de coprecipitatie met het vlokmiddel. Het grotere doorzicht, veroorzaakt door een lagere algenconcentratie, geeft ook een grotere waarde als zwemwater.

1.2 Doel van de studie

Deze studie geeft een evaluatie van in Nederland werkzame of mogelijke systemen voor de verwijdering van fosfaat uit oppervlaktewater.

In dit onderzoek zijn:

- a. de bestaande systemen voor defosfatering van oppervlaktewater in Nederland geïnventariseerd en geëvalueerd. Ingegaan wordt op technologie, ontwerpcriteria, uitvoeringsvorm, bedrijfsvoering, investerings- en exploitatiekosten;
- b. de behaalde zuiveringsresultaten en de bijkomende milieu-effecten bij de verschillende defosfateringsinstallaties in Nederland geëvalueerd. De verschillen worden, indien mogelijk, gerelateerd aan de samenstelling van het inlaatwater. Tevens wordt ingegaan op de slibproductie en slibverwerking;
- c. de praktijkervaring (nationaal en internationaal) op het gebied van defosfatering van oppervlaktewater door middel van helofytenfilters geïnventariseerd en geëvalueerd;
- d. aanbevelingen met betrekking tot systeemkeuze en ontwerp van toekomstige defosfateringsinstallaties gegeven.

Beperkingen in deze studie deden zich voor door de geringe hoeveelheid beschikbare gegevens van defosfateringsinstallaties en helofytenfilters in Nederland. Dit wordt veroorzaakt door het lage aantal praktijkinstallaties en de geringe hoeveelheid meetgegevens van deze praktijkinstallaties. Deze worden niet alle even intensief bemonsterd. Vergelijking van de werking van de verschillende installaties werd daardoor bemoeilijkt.

1.3 Opzet van het rapport

In dit rapport wordt in hoofdstuk 2 een algemene beschrijving gegeven van systemen voor de verwijdering van fosfaat uit inlaatwater. De parameters die van belang zijn voor de beoordeling en dimensionering van dergelijke systemen worden toegelicht. In hoofdstuk 3 worden de systemen gecategoriseerd en per categorie nader onderzocht op hun werking. Hierbij worden de dimensionering en de exploitatiekosten van de systemen geëvalueerd. In hoofdstuk 4 worden de kosten van defosfateringssystemen belicht. In hoofdstuk 5 wordt een beslissingsschema gepresenteerd aan de hand waarvan een keuze uit defosfateringsinstallaties gemaakt kan worden. In hoofdstuk 6 worden de conclusies gepresenteerd.

Gegevens over de achtergrond, opzet, werking en kosten van de verschillende inrichtingen voor de verwijdering van fosfaat uit oppervlaktewater in Nederland staan vermeld in de bijlagen.

2 DE VERWIJDERING VAN FOSFAAT UIT INLAATWATER

2.1 Vormen van fosfaat

Fosfaten zijn nagenoeg de enige verbindingen van fosfor die in oppervlaktewater voorkomen. Van andere vormen van fosfor, zoals fosfine en fosfiet, wordt betwijfeld of die in de fosforcyclus in water enige rol spelen [16]. Fosfaat komt in verschillende vormen in oppervlaktewater voor. Het opgeloste fosfaat bestaat voornamelijk uit ortho-fosfaat PO_4^{3-} . Het niet opgeloste of particuliere fosfaat kan zich bevinden in deeltjes van ijzer(III)fosfaat en in zwevend organisch materiaal zoals bacteriën, algen en delen van planten [16].

Onder aërobe omstandigheden kan fosfaat adsorberen aan Al- en Fe(III)-hydroxyden. Deze vastlegging is het meest efficiënt bij pH 4-7. Bij pH 8 en hoger kan vorming van Ca-hydroxyfosfaten optreden. Onder (langdurig) anaërobe omstandigheden lossen Fe(III)hydroxyden op en kan in principe Fe(II)-fosfaat worden gevormd.

Bij de bepaling van fosfaat in water wordt doorgaans alleen onderscheid gemaakt tussen opgelost en totaal fosfaat. Het verschil tussen deze bepalingen levert het particuliere fosfaat op.

Het particuliere fosfaat kan een belangrijk deel van de totale hoeveelheid fosfaat uitmaken. In figuur 1 is de waarschijnlijkheidsverdeling van de fractie particulier fosfaat in het inlaatwater (gedurende de lente en zomer) van drie meren gegeven. In twee ervan is de gemiddelde fractie particulier fosfaat 80%, in het derde ongeveer 40%.

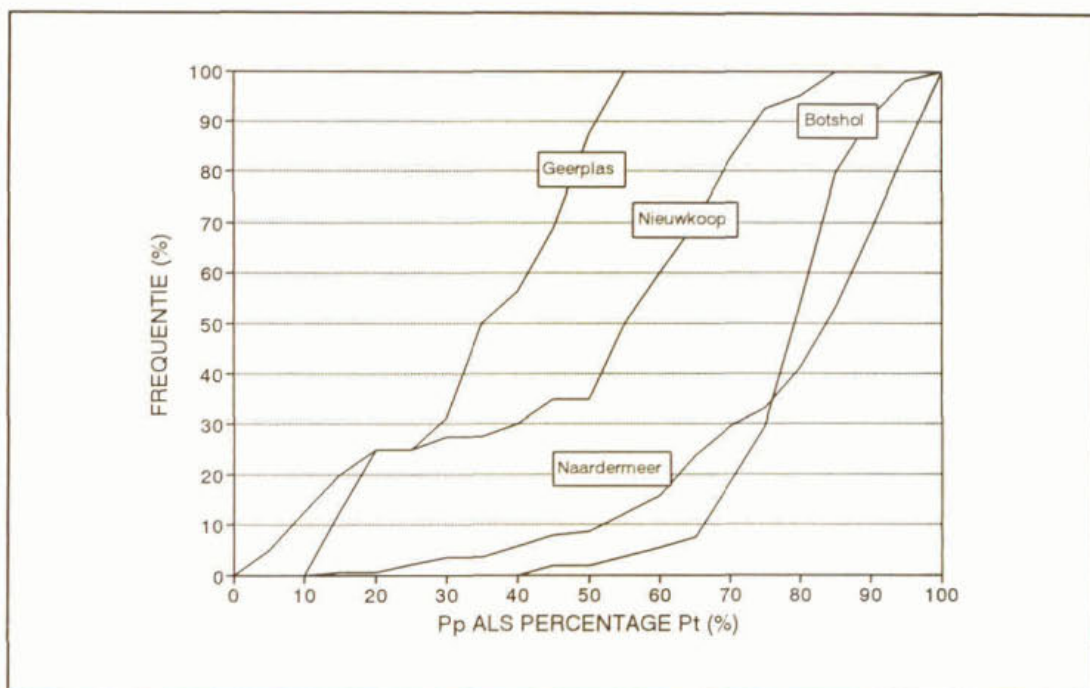
Analyse van water van de Geerplas geeft aan dat het gehalte aan fosfaat in de zwevende stof voor het inlaatwater betrekkelijk constant is. Dit wordt geïllustreerd in figuur 2. Er kan worden uitgegaan van circa 1% P in de zwevende stof. Dit percentage komt goed overeen met fosfaatgehalten in plantaardig materiaal zoals algen [32]. Dit wijst erop dat veel van het fosfaat in plantaardig materiaal aanwezig is.

Het vóórkomen van fosfaat kan gevolgen hebben voor de manieren waarop fosfaat uit het water verwijderd kan worden. Daarop wordt in de volgende paragrafen nog teruggekomen.

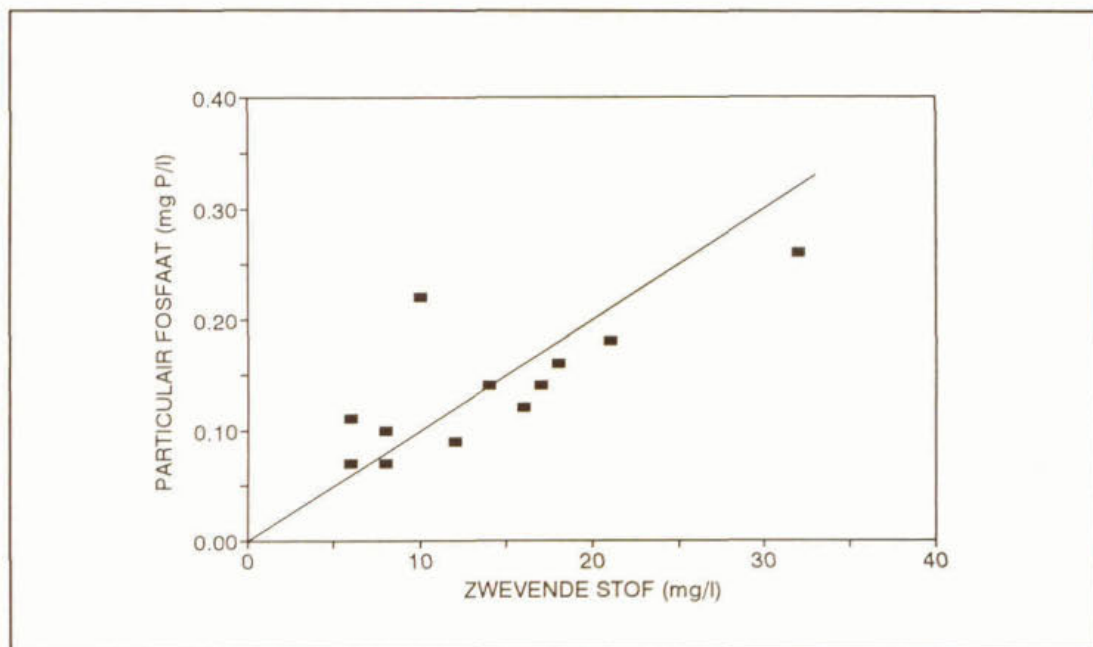
2.2 Biologische fosfaatverwijdering

Er zijn twee wezenlijk verschillende manieren om fosfaat uit oppervlaktewater te verwijderen. Bij fysisch-chemische methoden wordt fosfaat chemisch gebonden, en vervolgens neergeslagen. Bij biologische methoden wordt fosfaat vastgelegd in biomassa, welke vervolgens wordt verwijderd. Er zijn voorbeelden van een combinatie van biologische en fysisch-chemische fosfaatverwijdering.

Planten en algen kunnen met behulp van licht uit CO_2 biomassa vormen, waarbij onder andere N en P worden vastgelegd. Bij de aanwezigheid van voldoende nutriënten bepaalt de hoeveelheid licht de hoeveelheid gevormde biomassa; daarmee wordt ook bepaald welke hoeveelheden N en P worden vastgelegd.



Figuur 1. Cumulatieve frequentieverdeling van de fractie particulier fosfaat (Pp) van het totale fosfaat (Pt) voor het aanvoerwater naar drie verschillende meren.

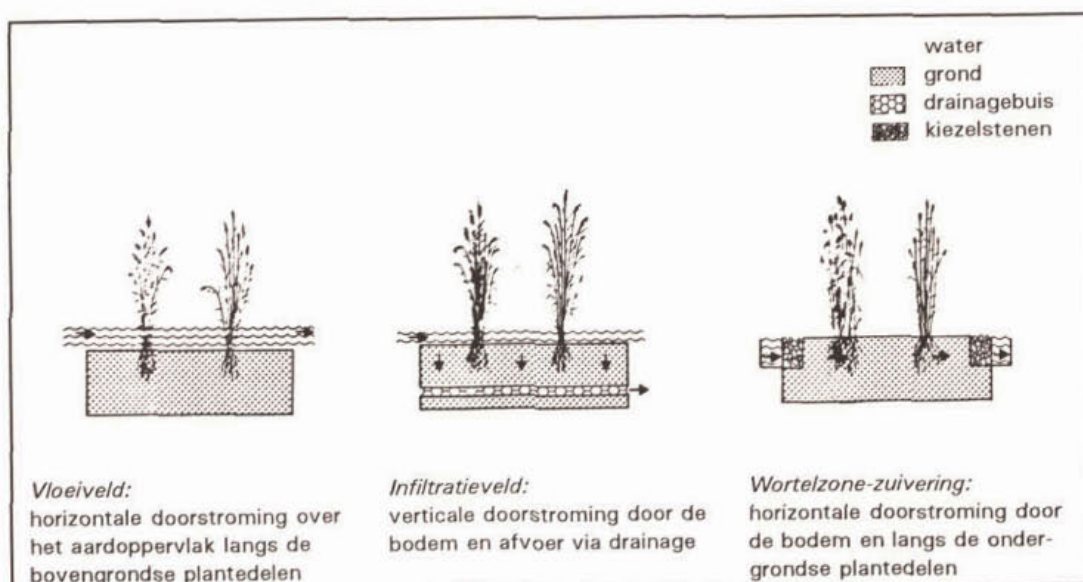


Figuur 2. Particulair fosfaatgehalte als functie van het zwevendestofgehalte. De lijn geeft 1 % P in de zwevende stof aan. Gegevens ontleend aan de zuiveringsinstallatie Geerplas.

Als de biomassa vervolgens uit het water wordt verwijderd, worden ook de nutriënten verwijderd. Zo kunnen biezen- of rietvelden, algen, eendekroos en waterhyacinten worden gebruikt.

2.2.1 Helofytenfilters

Een helofytenfilter is een zuiveringsmoeras. Het moeras is begroeid met in de waterbodem wortelende landplanten (helofyten), zoals riet en biezen. Helofytenfilters kunnen worden onderscheiden in drie hoofdtypen, ingedeeld naar de manier waarop het water het filter doorstroomt [25]. In een *vloeveld* stroomt het water horizontaal over de bodem langs de bovengrondse plantedelen. In een *infiltratieveld* is er sprake van verticale doorstroming door de bodem en afvoer van het water via drainage. Bij de zogenaamde *wortelzone-zuivering* wordt de bodem horizontaal doorstroomd en loopt het water langs de ondergrondse plantedelen. De hoofdtypen zijn geïllustreerd in figuur 3.



Figuur 3. Hoofdtypen van helofytenfilters [25].

De werking van helofytenfilters berust op een combinatie van de volgende processen [31]:

- vastlegging van verontreinigingen en nutriënten in de biomassa van het filter;
- omzetting en vastlegging van verbindingen door micro-organismen die zich in de bodem of aan de planten bevinden;
- bezinking van zwevend materiaal;
- fysisch-chemische processen van precipitatie en adsorptie aan bodemdeeltjes.

Voor de verwijdering van fosfaat uit oppervlaktewater in helofytenfilters zijn alle vier genoemde processen van belang. Er kan maximaal 100-110 kg P/ha in de bovengrondse delen van het plantenmateriaal worden vastgelegd. Door maaien kan niet alles worden weggenomen, omdat dat op een ander tijdstip gebeurt dan het tijdstip van de maximale P-vastlegging. Volgens Meuleman [24] kan door maaien 19-49 kg P.ha⁻¹.jr⁻¹ worden afgevoerd. De opbrengst is afhankelijk van het jaargetijde. In de winter zal slechts weinig P in de bovengrondse delen aanwezig zijn. Dit betekent een lage afvoer bij maaien in de winter.

In het sediment wordt doorgaans het meeste P vastgelegd. P kan worden opgeslagen in de vorm van dood plantaardig materiaal, of chemisch worden geadsorbeerd in de vorm van ijzer-, aluminium- en calcium-complexen. De bezinking van zwevend materiaal kan leiden tot een min of meer tijdelijke opslag van fosfaat in een helofytenfilter. Dergelijk materiaal is onderhevig aan mineralisatie, zodat een groot deel van het op deze manier afgevangen fosfaat weer in kringloop zal komen. Omzetting van fosfaat door micro-organismen heeft in principe hetzelfde nadeel; de opslag van fosfaat zal slechts van min of meer tijdelijke aard zijn.

In de drie typen filters is de rol van de diverse processen in de verwijdering van fosfaat verschillend. In een vloeiveld is de capaciteit van de bodem om fosfaat te verwijderen gering. De bodem is grotendeels anaëroob, hetgeen de vastlegging van fosfaat aan Fe(III) beperkt tot de aërobe toplaag die slechts enkele mm dik is [19]. In een vloeiveld is dus de capaciteit van het plantenmateriaal om fosfaat vast te leggen en de mogelijkheid dit materiaal te verwijderen in belangrijke mate bepalend voor de fosfaatverwijdering.

In een infiltratieveld wordt de adsorptiecapaciteit sterk vergroot doordat het water over veel grotere diepte in contact kan komen met de bodem. Deze bodem is door het stromingspatroon ook over een grotere diepte aëroob. Bovendien wordt het transport van fosfaat voornamelijk door stroming en niet door diffusie bepaald. In een infiltratieveld zal de fosfaatvastlegging ten dele door de groei van planten, ten dele door vastlegging in de bodem plaatsvinden. De onderlinge verhouding van de bijdrage aan de verwijdering is afhankelijk van het tijdstip van oogsten van de planten en van de capaciteit voor fosfaatvastlegging van de bodem. Door Meuleman [24] werd een opnamecapaciteit van de bodem vastgesteld van 46 kg P ha⁻¹.ja⁻¹. Afhankelijk van het maaregime bepaalt de bodem in dit geval 48 tot 71 % van de fosfaatvastlegging.

In een wortelzone-zuivering treden de omzettingen voornamelijk in de bodem op. Door de horizontale doorstroming van het filter treedt intensief contact met de bodem op. Het relatieve aandeel van de processen in de bodem zal bij een dergelijk helofytenfilter het grootst zijn.

2.2.2 Fytoplankton en waterplanten

Bij verwijdering van fosfaat uit inlaatwater door middel van het kweken van algen of drijvende waterplanten wordt alle fosfaatverwijdering gerealiseerd door de verwijdering van biomassa. Het fosfaat is voor het grootste deel in de biomassa vastgelegd, maar soms ook áán de biomassa, in de vorm van calciumprecipitaten.

Er zijn twee problemen met deze manier van fosfaatverwijdering. Ten eerste groeit biomassa alleen op opgelost fosfaat, en niet op particulier fosfaat. Als de aanvoer naar een bepaald meer voor een groot deel uit particulier fosfaat bestaat, valt van deze biologische methode dus geen grote reductie in de aanvoer van fosfaat te verwachten. Ten tweede is er een limiet aan de hoeveelheid primaire (groene) biomassa die kan groeien, welke wordt bepaald door de hoeveelheid zonlicht per vierkante meter. De maximale algenproductie onder Nederlandse omstandigheden bedraagt circa 2,5 g.m⁻².d⁻¹ in de winter, 12 g.m⁻².d⁻¹ in lente en herfst en 25 g.m⁻².d⁻¹ in de zomer [32]. De algenmassa bestaat voor circa 1% uit P. Voor de verwijdering van fosfaat uit oppervlaktewater is dus per kg te verwijderen P per dag in respectievelijk winter, herfst en lente en zomer 40.000, 8300 en 4000 m² benodigd. Dergelijke algenvijvers mogen een maximale diepte van 0,60 m hebben.

De technologische problemen bij het verwijderen van algen uit water en de grootte van het oppervlak maken dit tot een dure oplossing. Het bezwaar van het grote oppervlaktebeslag geldt in ernstiger mate voor eendekroos, dat een 2-3 maal lagere opbrengst heeft. De waterhyacinth is onder de Nederlandse klimaatcondities niet interessant; deze vermenigvuldigt zich niet bij watertemperaturen onder 17°C. Systemen voor de verwijdering van fosfaat uit inlaatwater op basis van het kweken van algen of drijvende waterplanten worden in dit rapport om deze redenen niet verder in beschouwing genomen.

2.3 Fysisch-chemische fosfaatverwijdering

In Nederland zijn de meeste systemen voor de verwijdering van fosfaat uit oppervlaktewater gebaseerd op chemische precipitatie van fosfaat en bezinking van het gevormde precipitaat. In deze paragraaf worden de algemene principes van deze manier van defosfatering nader omschreven. Voor een diepgaande inleiding op de principes van de vlokvorming wordt verwezen naar meer gespecialiseerde literatuur [22,23].

De hoofdreacties die optreden bij de coagulatie met Al^{3+} en Fe^{3+} zijn de vorming van gehydrolyseerde metaalionen, de destabilisatie van colloïden en de adsorptie van of reactie met organische stoffen en fosfaten. De hydrolyse- en reacties van de toegevoegde metaalionen vinden plaats binnen honderdsten tot tienden van een seconde. Binnen deze tijd vindt ook al polymerisatie van de gehydrolyseerde metaalionen plaats. Dit is een onomkeerbaar proces: Ook de processen van destabilisatie van colloïden en adsorptie van organische colloïden treden zeer snel op. De gepolymeriseerde gehydrolyseerde metaalionen hebben geen functie in de destabilisering van colloïden en hieraan treedt slechts geringe adsorptie op. De diffusie, direct na de toevoeging, van de gevormde hydroxyl-complexen naar de zwevende deeltjes in het water verloopt eveneens zeer snel (orde van grootte van tienden van een seconde). Omdat een efficiënt gebruik van vlokmiddelen is gewenst, is het van belang het vlokmiddel in zo kort mogelijke tijd te mengen met het te behandelen oppervlaktewater.

Bij het toepassen van fysisch-chemische verwijdering van fosfaat speelt het neerslaan van onoplosbare fosfaten niet de belangrijkste rol. Vooral het adsorberen van fosfaten aan de onoplosbare polymeren van de toegevoegde positieve ionen (Fe^{2+} , Al^{3+} , Ca^{2+}) en de destabilisatie van colloïdaal materiaal met complexen van de toegevoegde ionen bepalen de verwijdering van onoplosbaar fosfaat. Bij hoge concentraties zwevend materiaal in het water speelt elektrostatische coagulatie (het indrukken van de dubbellaag van colloïden) de belangrijkste rol bij de vorming van de neerslagen. Bij deze vorm van coagulatie is de hoeveelheid te doseren vlokmiddel *niét* afhankelijk van de concentratie van colloïdaal materiaal. Bij de relatief lage concentraties zwevende stof in inlaatwater wordt het zwevende materiaal vooral neergeslagen door insluiting in geprecipiteerd $\text{Fe}(\text{OH})_3$ en $\text{Al}(\text{OH})_3$. Het gevolg hiervan is, dat de hoeveelheid te doseren vlokmiddel evenredig is met de hoeveelheid neer te slaan colloïdaal materiaal.

De optimale vlokmiddeldosering wordt doorgaans met behulp van laboratoriumproeven vastgesteld bij de dimensionering van de installatie. De doseringsconcentratie is afhankelijk van de concentratie aan zwevende stof, de pH, de concentratie chloride en humuszuren en de temperatuur van het water. In mindere mate is de doseringsconcentratie afhankelijk van de hoeveelheid opgelost fosfaat.

De pH heeft invloed op de stabiliteit van de zwevende stofdeeltjes. Chloride en andere negatieve ionen hebben een stabiliserende werking op de zwevende stofdeeltjes. Dit kan worden opgeheven door de vlokmiddeldosering op te voeren. Humuszuren zijn sterk negatief geladen en hebben eveneens een verhoogde vlokmiddeldosering tot gevolg [10,14]. Bij een hogere temperatuur wordt de botsingskans tussen kolloïdale deeltjes (en dus de vlokingskans) groter. Dientengevolge behoeft bij een hogere temperatuur minder ijzer gedoseerd te worden om hetzelfde effect te bereiken.

Het eerste onderdeel van een installatie voor de verwijdering van fosfaat uit inlaatwater is een inrichting waarbij in zeer korte tijd het vlokmiddel -doorgaans een oplossing van $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ of FeCl_3 - zo gelijkmatig mogelijk wordt gemengd met het ontvangende water. Een complete homogenisatie moet binnen een mengtijd van 1 seconde bereikt zijn. Op deze manier ontstaan vlokjes welke vervolgens onder de geschikte condities kunnen aangroeien tot gemakkelijk af te scheiden vlokken.

Een andere reden voor een zo homogeen mogelijke menging is dat gestreefd dient te worden naar een zo gering mogelijke verstoring van de pH van het water. Oplossingen van Al^{3+} en Fe^{3+} hebben een $\text{pH} < 2$. Als dergelijke oplossingen op één punt worden geïnjecteerd, kunnen plaatselijk zodanig lage pH-waarden ontstaan, dat hydraten kunnen ontstaan. Deze hydraten hebben een negatieve invloed op het coagulatieproces.

De gedestabiliseerde colloïdale deeltjes kunnen door de Brownse beweging na botsing samenkleven. Dit wordt de perikinetische vlokvorming genoemd. Deze fase van de vlokvorming verloopt in enkele minuten. Als de mengtijd in deze fase (menging met hoge energie-inbreng) te lang is, of de spreiding van de mengtijd te groot is, dan zullen vlokken met afmetingen van rond $1 \mu\text{m}$ en meer weer worden kapotgeslagen. Dit kan tot gevolg hebben dat de vereiste vlokvormingstijd om tot goed bezinkbare vlokken te komen veel langer zal zijn.

Een parameter die vaak wordt gebruikt om de mengenergie per tijdseenheid weer te geven is de gemiddelde snelheidsgradiënt. Dit is de verandering, loodrecht op de stromingsrichting, van de lokale stroomsnelheid:

$$G = dv/dx \text{ (s}^{-1}\text{)}, \quad (1)$$

waarin v = snelheid van het water (m/s),
 x = lengte-eenheid, loodrecht op de stromingsrichting (m).

Deze parameter kan voor mengers berekend worden als:

$$G = (P/\mu V)^{1/2}, \quad (2)$$

waarin P = vermogen gemeten aan de as (W),
 V = volume waarin de menging plaats vindt (m^3),
 μ = dynamische viscositeit van het water ($1,57 \cdot 10^{-3} \text{ N}\cdot\text{s}/\text{m}^2$ bij 4°C).

Voor de menging in mengkamers of mengsystemen waarover het drukverlies bekend is, kan G geschat worden als:

$$G = B \times (\Delta H/T)^{1/2} \quad (3)$$

waarin B = $2,53 \times 10^3 \text{ (m}^{-1/2}\cdot\text{s}^{-1/2}\text{)}$,
 ΔH = hydrostatisch drukverlies (m waterkolom),
 T = nominale verblijftijd in het mengsysteem in s.

Voor uitgebreide beschouwingen over mengers en de mengenergie zij verwezen naar Meijers [22] en Van Melick [23].

In de praktijk dient bij de toevoeging van het vlokmiddel de gemiddelde snelheidsgradiënt G in het water bij voorkeur tussen 1000 en 5000 s^{-1} te zijn. Bij waarden hoger dan $G = 10.000 s^{-1}$ worden de vlokken weer kapotgeslagen, terwijl bij waarden lager dan $G = 1000 s^{-1}$ de menging onvoldoende is. Hierdoor loopt de efficiëntie van het vlokmiddel sterk terug.

De snelle menging kan worden gerealiseerd door het toepassen van speciale mengruimten met mengers. De gewenste mengenergie kan ook worden bereikt door toepassing van zogenaamde statische mengers. Hierin wordt een verhoogde turbulentie gerealiseerd door het water door een kunstwerk te laten stromen waarin stroomversnellingen of -vertragingen optreden. De snelle menging wordt bereikt door het vlokmiddel via een doseerraam (met veel uitstroomopeningen voor een gelijkmatige verdeling van het vlokmiddel) aan het water te doseren. Een waterval met een hoogte van 0,2 m kan voor de benodigde mengenergie zorgen. De G -waarde van een dergelijke waterval bedraagt circa 4000 s^{-1} . De menging treedt dan op binnen 0,1 s.

Vlokhulpmiddelen, zoals zetmeelderivaten en polyelektrolieten, doen de aangroei-snelheid van de vlokken toenemen en maken de ijzer- of aluminiumvlokken groter en steviger. De benodigde tijd voor een goede vlokvorming kan dan met een factor drie afnemen. De menging van vlokhulpmiddelen is minder kritisch dan de menging van de vlokmiddelen: bij deze menging kan worden volstaan met G -waarden van 100 à 200 s^{-1} . Dergelijke G -waarden kunnen in vele gevallen reeds direct of korte tijd na de menging van vlokmiddelen in toevoerleidingen, doorvoeropeningen en dergelijke voorkomen. De toepassing van een willekeurig vlokhulpmiddel is alleen verantwoord wanneer op semitechnische of praktijkschaal de wijze van toepassing is vastgesteld en het gunstige effect van de toepassing is aangetoond [23].

Na de intensieve mengfase dienen de kleine vlokjes aan te groeien tot grotere, zodat ze door bezinking kunnen worden afgescheiden. Dit is de flocculatie-fase. Hierbij dient de mengenergie juist gering te zijn, omdat de vlokjes anders weer uit elkaar vallen. De waarde van de parameter G dient hierbij niet hoger te zijn dan ongeveer 10 tot 100 s^{-1} bij een mengtijd van ongeveer 20 tot 80 min. In een vlokvormingsinstallatie dient de waarde van het produkt GT (de G -waarde vermenigvuldigd met de nominale verblijftijd in seconden) tussen 10.000 en 100.000 te liggen. In een gecompartmenteerde vlokvormingsinstallatie is het van belang dat de G -waarde per compartiment afneemt. Doorgaans worden drie tot zes compartimenten gebruikt, waarbij de vlokvormingstijd gereduceerd kan worden tot 10-25 minuten.

Een andere methode voor de vlokvorming is filtratie. In een vlokkingfilter hangt het onder andere van de plaats van doseren van de vlokmiddelen af of vlokaangroei enerzijds plaatsvindt in de waterfase of anderzijds op het filtermedium of aan reeds afgezette vlokken. Bij een opwaarts vlokkingfilter wordt het vlokmiddel en eventueel het vlokhulpmiddel meestal direct voor de inlaat van het filter gedoseerd. Hierdoor zal de vlokvorming voor het grootste gedeelte plaatsvinden op het filtermedium. Vlokkingfilters bestaan meestal uit zandlagen van verschillende korrelafmetingen (afmetingen tussen 0,5 en 2,0 mm). De toegepaste filtersnelheden bedragen 5 tot 10 m/h. Meestal liggen deze filterbedden op steunlagen van grover grind of direct op een filterbodem met spoelkoppen.

In dergelijke filterbedden treden vlokvorming en vlokverwijdering min of meer tegelijkertijd op. Een verblijftijd van 6 à 10 min is voldoende voor een goede vlokvorming en -verwijdering. De korrel-afmetingen hebben weinig invloed op de vlokvormingsverschijnselen, maar wel op de duur van de filtratieperiode voordat het filter gespoeld dient te worden (standtijd van het filter). Bij de toepassing van deze systemen zijn de hoeveelheden vlokmiddel die kunnen worden toegepast betrekkelijk gering, omdat er slechts een beperkte ruimte is voor de vlokberging. Bij continue filtratie in een recirculerend zandbed wordt de filterweerstand na enige tijd circa 0,6 m waterkolom [21]. Bij een opwaartse snelheid van 10 m/h in een bed van 2 m hoogte bedraagt de G-waarde dan circa 110 s^{-1} (zie vergelijking 3) en de waarde van GT circa 34000.

Bij statische vlokvormingsmethoden worden geen mechanische onderdelen gebruikt. In wezen kan de toepassing van een aanvoersloot of -buis, waarin de vlokvorming plaatsvindt, als zodanig worden gezien. De lengte van de sloot of buis dient zodanig te zijn dat voldaan wordt aan de GT-waarde. Het hydrostatisch drukverlies ΔH van een sloot kan worden berekend met behulp van de formule

$$\Delta H = C^{-2} * L * R^{-1} * v^2 \quad (4)$$

waarin C = constante van Chézy (voor sloten vaak op 50 gesteld)($\text{m}^{-\frac{1}{2}} \cdot \text{s}$)
 L = lengte van de sloot (m)
 R = hydraulische straal (natte doorsnede gedeeld door natte omtrek)(m)
 v = stroomsnelheid (m/s).

De G-waarde kan vervolgens berekend worden met behulp van formule (3). Omdat de G-waarde zeer gering is, afhankelijk van de dimensies bij benadering tussen 0,5 en $1,5 \text{ s}^{-1}$, dient de verblijftijd in een flocculatiesloot veel groter te zijn dan in andere voorzieningen voor menging. In een flocculatiesloot is deze in een orde van grootte van een half tot twee uur.

Nadat de vlokken eenmaal zijn gevormd, dienen ze te worden afgescheiden. In een zandfilter treedt de afscheiding vrijwel simultaan met de vorming op. In andere systemen dient een voorziening in de vorm van een bezinkinrichting te worden getroffen. Een dergelijke bezinkinrichting kan een deel van het ontvangende oppervlaktewater, een klassieke bezinktank of een compacte bezinker (lamellenbezinker of buizenbezinker) zijn. De kleinste diameter van deeltjes die op deze manier nog worden verwijderd, ligt bij $0,45 - 1,0 \mu\text{m}$ [6]. Flotatie van het slib is ook een mogelijkheid, maar is alleen reëel bij zeer hoge algengehalten (omdat algen van nature snel opdrijven): chlorofylgehalten van $\pm 300 \mu\text{g/l}$ [18].

De oppervlaktebelasting (in $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1} = \text{m/h}$) is de belangrijkste dimensioneringsparameter van een bezinkinrichting. Deze staat in directe relatie met de bezinksnelheid van de gevormde vlokken. Bij het lage slibvolume dat bij de toevoeging van Fe^{3+} of Al^{3+} wordt bereikt, is het effect van gehinderde bezinking op de bezinksnelheid verwaarloosbaar. Door de geringe deeltjesdiameter dient de oppervlaktebelasting aanzienlijk lager te worden gekozen dan de waarden die gebruikelijk zijn voor de afscheiding van het slib in actief-slibinrichtingen. In bezinkinstallaties worden waarden van 0,3 tot 0,6 m/h voor de oppervlaktebelasting aangehouden. Bij bezinking in afgeschermd delen van het oppervlaktewater zijn de stromingscondities minder optimaal. Bij een dergelijke bezinking worden oppervlaktebelastingen van 0,04 tot 0,35 m/h aangehouden.

De diepte van een bezinkinrichting is voornamelijk van belang voor de berging van het slib. De diepte dient echter voldoende te zijn om te voorkomen dat het slib door ongunstige stromingscondities of windinvloeden wordt opgewerveld.

2.3.1 Flocculatie: aluminium-, ijzer-, en calciumzouten

Verschillende vlokmiddelen en vlokhulpmiddelen kunnen worden gebruikt voor de verwijdering van fosfaat uit inlaatwater. $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, AlCl_3 , NaAlO_2 , FeSO_4 en FeCl_3 zijn de meest gebruikte middelen. In Nederland worden bij de drinkwaterbereiding voor de flocculatie uitsluitend ijzerzouten (FeCl_3 en FeSO_4) gebruikt. Door beluchting met actieve kool als katalysator wordt Fe^{2+} tot Fe^{3+} geoxydeerd. De toegepaste ijzerconcentraties kunnen in de praktijk variëren van circa 3 tot 20 mg Fe^{3+} per liter. Het meest toegepaste vlokmiddel, FeCl_3 , is verkrijgbaar in verschillende kwaliteiten.

In het buitenland worden hoofdzakelijk aluminiumzouten gebruikt, al of niet gecombineerd met vlokhulpmiddelen. Technische redenen waarom aluminiumzouten niet geschikt zouden kunnen zijn voor de coagulatie van oppervlaktewater zijn niet aan te geven [23]. Bij toepassing van aluminium zijn de benodigde gewichtconcentraties een factor 2 à 3 lager, vooral vanwege het lagere molecuulgewicht. De produktie van slib is dus eveneens geringer. Aluminium heeft als belangrijk nadeel dat het schadelijk wordt geacht voor het aquatisch milieu [7].

Ook calcium kan worden gebruikt voor de verwijdering van fosfaat. Bij een hoge hardheidsgraad zou het verhogen van de pH met NaOH tot een waarde hoger dan 10,5 al voldoende zijn om precipitatie van fosfaat met calcium te realiseren; bij lagere hardheid dient calcium te worden toegevoegd. Omdat calcium tweewaardig is, dienen volgens de theorie van de adsorptieve coagulatie [22] op molaire basis circa 10 maal zo hoge concentraties te worden toegepast als bij toepassing van zouten van driewaardig ionen. Na de toediening en de precipitatie dient de pH gecorrigeerd te worden. Het corrigeren van de pH-verhoging na de fosfaatverwijdering door kalk behoeft niet veel zuur, omdat het water door de coprecipitatie van CaCO_3 een groot deel van zijn buffercapaciteit heeft verloren. Calcium wordt in Nederland niet toegepast voor de behandeling van inlaatwater omdat hoge concentraties nodig zijn, het een zeer hoge slibproduktie tot gevolg heeft en omdat het neerslag het water witachtig kleurt.

Wat de toepassing van vlokhulpmiddelen betreft, worden in Nederland bij de drinkwaterbereiding vooral natuurlijke zetmeelderivaten gebruikt. Het gebruik van vlokhulpmiddelen heeft een gunstig effect op de vlokvorming en heeft een verlaging van het gebruik aan vlokmiddelen tot gevolg. Vlokhulpmiddelen zijn echter oppervlakte-actief en voegen, als ze biologische afbreekbaar zijn, afbreekbare organische stof toe aan het oppervlaktewater. Bovendien is het effect van zowel natuurlijke als niet-natuurlijke polyelectrolyten op het oppervlaktewater niet bekend. In de momenteel werkzame installaties voor fysisch-chemische verwijdering van fosfaat uit inlaatwater worden om deze redenen geen vlokhulpmiddelen toegepast.

2.3.2 Kosten, baten, milieu-effecten en keuze

De kosten van het vlokmiddel bepalen voor circa 10-20 % de kosten van de fosfaatverwijdering. In Nederland wordt uitsluitend ijzerchloride gebruikt voor de verwijdering van fosfaat uit oppervlaktewater. In tabel 1 wordt een overzicht gegeven van de kosten en de voor- en nadelen van verschillende vlokmiddelen.

Tabel 1. Prijs en voor- en nadelen van verschillende vlokmiddelen¹.

parameter	positief als:	FeCl ₃	Al ₂ (SO ₄) ₃	Ca(OH) ₂
prijs (NLG/m ³ behandeld water)		0,016 – 0,024	0,045 – 0,067	0,013 – 0,022
benodigde hoeveelheid vlokmiddel ²	gering	+	–	– –
toxiciteit van het vlokmiddel	nihil	+	–	+
hanteerbaarheid	eenvoudig	+	+	–
slibproductie	gering	–	+	– –
zware metalen in slib	gering	–	– – ³	++
verkleuring van het water	gering	o	–	– –
pH – correctie nodig	niet	o	o	–
toevoeging zware metalen aan water	nihil	o	o	+
toevoeging sulfaat / chloride	nihil	–	– –	o

1: ++ : zeer positief met betrekking tot genoemde parameter;

+ : positief;

o : positief noch negatief;

– : negatief;

– – : zeer negatief.

2: Uitgedrukt in mg/l van het positieve ion.

3: De hoeveelheid zware metalen in Al₂(SO₄)₃ is vergelijkbaar met die in FeCl₃. Door de geringere productie van slib is de concentratie van zware metalen in het slib echter hoger.

2.4 Gecombineerde fysisch-chemische en biologische fosfaatverwijdering

Als dosering van chemicaliën vooraf gaat aan passage door een helofytenfilter zal het filter voor een groot deel dienst doen als bezinkruimte. Op deze manier kan in het filter een veel hogere fosfaatverwijdering worden behaald dan normaal voor helofytenfilters het geval is. Het helofytenfilter is dan op te vatten als een aangepast deel van het ontvangende oppervlaktewater dat dienst doet als bezinkruimte. In vergelijking met het neerslaan van het gevormde precipitaat zal de fosfaatverwijdering door andere processen slechts een geringe rol spelen. Er is geen praktijkervaring met een dergelijk systeem. De oppervlaktebelasting van een helofytenfilter als nabezinkinrichting is vergelijkbaar met de oppervlaktebelasting van een deel van het oppervlaktewater als bezinkinrichting, namelijk 0,04 tot 0,35 m/h. Echter, het risico van kortsluitstromen is in een helofytenfilter aanzienlijk groter dan in een meer, zodat speciale voorzieningen getroffen moeten worden om dit tegen te gaan. Dit risico wordt veroorzaakt door de geringere diepte van een helofytenfilter in vergelijking met een meer, zodat bij een gelijk oppervlak de verblijftijd in een helofytenfilter aanzienlijk geringer is.

Men dient zich echter te realiseren dat een helofytenfilter in Nederland doorgaans wordt ingezet voor de algemene verbetering van de waterkwaliteit, en niet met het speciale doel om fosfaat te verwijderen.

2.5 Slibproductie en -verwerking

Het neerslaan van fosfaat gaat altijd gepaard met de productie van slib. Bij de dosering van FeCl₃ slaan er, behalve FePO₄, ook Fe(OH)₃, zwevende stof en opgelost organisch materiaal neer. De slibproductie na de dosering van FeCl₃ in oppervlaktewater kan, uitgaande van een neerslag waarvan het ijzer in de vorm

van ijzer(III)hydroxyde aanwezig is, benaderd worden met de volgende formule (naar [20]):

$$\text{slibproductie} = 2 \times \text{hoeveelheid gedoseerd ijzer} + \text{verwijderde zwevende stof} + 0,5 \times \text{opgelost organisch materiaal} \quad (5)$$

Voor aluminium bedraagt de vermenigvuldigingsfactor 2,9 en voor calcium 2,1. In de formule is een term voor de hoeveelheid opgelost organisch materiaal opgenomen. Het opgeloste organisch materiaal in oppervlaktewater bestaat voornamelijk uit humus- en fulvinezuren. Normaal gesproken zijn deze concentraties rond 5 mg/l. De concentraties daarvan kunnen met name in laagveengebieden echter aanzienlijk hoger zijn, tot ongeveer 20 mg/l.

Door de verontreinigingen van de vlokmiddelen met zware metalen en door de verwijdering van zware metalen uit het inlaatwater als gevolg van de vlokmiddel-dosering kunnen de gehalten aan zware metalen in het slib betrekkelijk hoog zijn. De gehalten aan zware metalen van twee kwaliteiten FeCl₃ zijn gegeven in tabel 2. De prijs van de betere kwaliteit is circa 30% hoger dan die van de normale kwaliteit. Op basis van de concentraties aan zware metalen in het vlokmiddel en op basis van de schatting van de slibproductie volgens formule 5 is in tabel 3 een rekenvoorbeeld gegeven met de bijdragen in het slib van het gedoseerde FeCl₃ en het inlaatwater.

Tabel 2. Specificaties van de concentraties van zware metalen in FeCl₃ voor dosering ten behoeve van fosfaatverwijdering in twee kwaliteiten, beide met KIWA-ATA-attest.

metaal	kwaliteit		eenheid
	normaal	extra	
Chroom	730	150	mg/kg Fe ³⁺
Nikkel	730	180	mg/kg Fe ³⁺
Arseen	90	7,3	mg/kg Fe ³⁺
Seleen	7,3	0,73	mg/kg Fe ³⁺
Cadmium	1,2	0,73	mg/kg Fe ³⁺
Zink	-	110	mg/kg Fe ³⁺
Kwik	2,2	0,73	mg/kg Fe ³⁺
Lood	90	20	mg/kg Fe ³⁺

De verwijdering van de zware metalen in het water wordt geacht te resulteren in opname in het slib. Ook de zware metalen in het gedoseerde Fe³⁺ worden geacht in het slib te zijn opgenomen. Tabel 3 illustreert dat de bijdrage van het inlaatwater aan de gehalten van sommige zware metalen in het slib voor het rekenvoorbeeld betrekkelijk gering is, en andere, te weten lood, arseen, cadmium en kwik juist groot. Bij lood en arseen draagt het gehalte in het inlaatwater voor ongeveer de helft bij aan het gehalte van deze metalen in het slib, bij kwik en cadmium voor meer dan 90%. De interventiewaarden [28] worden bij cadmium en kwik ruim overschreden, en bij arseen dicht benaderd. De interventiewaarde (uit de Milieukwaliteitsdoelstellingen voor Bodem en Water, zie [29]) is de waarde van de concentratie die aangeeft dat bij overschrijding onmiddellijke actie, in de vorm van ontruiming of van saneringsonderzoek, gevolgd door sanering, noodzakelijk is [29].

Tabel 3. Concentraties van een aantal zware metalen in influent en effluent van een defosfateringsinstallatie [33] en de schatting van de concentraties in het gevormde slib. Negatieve waarden betekenen dat het vlokmiddel meer van dat metaal bevat dan er (naar verhouding) in het slib terecht zal komen.

element	influent ($\mu\text{g/l}$)	effluent ($\mu\text{g/l}$)	in slib (ppm) uit Fe^{3+}	in slib ¹ (ppm) uit water	interventie- waarde (ppm)
Chroom	0,45	0,35	110	1	380
Koper	1,0	1,25	- ²	-3 ³	36
Zink	17,0	17,0	- ²	0 ³	480
Nikkel	2,3	5,9	110	-38	35
Cadmium	0,45	0,1	0,2	4	2
Lood	0,2	1,0	15	13	530
Kwik	0,15	0,1	0,3	5	0,5
Arseen	1,55	0,4	14	12	55

1: bij veronderstelde Fe-dosering van 15 mg/l, zwevend stofgehalte van 70 mg/l, 90 % verwijdering van zwevende stof, een humusgehalte van 5 mg/l, en berekening van de slibproductie volgens formule (5);

2: waarde onbekend;

3: waarde berekend alsof waarde in FeCl_3 nul is.

In het slib dat ontstaat als gevolg van fosfaatverwijdering kan het organisch gehalte geschat worden op circa 30 %. Door mineralisatie van de organische fractie van het slib gedurende de tijd dat het slib is opgeslagen, is het aannemelijk dat de concentraties van zware metalen in het slib met nog circa 25% zullen toenemen.

Opgemerkt moet worden dat de kwaliteitsklasse van het te verwijderen slib niet alleen bepaald wordt door het slib dat wordt gevormd door de verwijdering van fosfaat, maar ook door het slib (waterbodem) dat al aanwezig is. Bovendien is voor de bepaling van de kwaliteitsklasse van het slib een omrekening naar een standaard-waterbodem met een organisch stofgehalte met 10% organische stof en 25% (minerale delen < 2 μm) lutum benodigd.

Vanuit het slib kan enige remobilisatie van fosfaat optreden. Het neergeslagen Fe^{3+} kan worden gereduceerd tot Fe^{2+} als gevolg van een lage redoxpotentiaal bij anaërobe afbraak van organisch materiaal. Dit Fe^{2+} kan bijvoorbeeld met S^{2-} FeS vormen. Als de bovenste sliblaag nog geoxideerd is en er een overmaat Fe^{3+} aanwezig is, zal het fosfaat weer neerslaan. Alleen als ook de bovenste sliblaag gereduceerd is, treedt transport van fosfaat vanuit het slib naar het water op [16]. Een anaërobe bovenste sliblaag is voorstelbaar bij het stijgen van de temperatuur in het voorjaar. Dan stijgt het zuurstofverbruik van bacteriën sterk bij een groot aanbod van organisch materiaal. Fosfaat kan ook worden gemobiliseerd vanuit een geoxydeerde sliblaag door opwerveling. Er kan op deze manier, met name afhankelijk van de turbulentie van het water -en dus van de windinvloed- tot 100 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}$ worden gemobiliseerd [27]. Deze waarde zou betekenen dat bij harde wind in een gemiddeld 2 m diep meer de fosfaat-concentratie met 0,05 mg/l per dag zou kunnen stijgen.

Een en ander impliceert dat bij het gebruik van een bezinkvoorziening (bijvoorbeeld een deel van een meer), een regelmatige afvoer van het slib moet plaatsvinden. Anders bestaat altijd de kans op een massaal vrijkomen van fosfaat tijdens het

voorjaar, juist op het moment dat de bestrijding van hoge fosfaatgehalten van belang is.

2.6 Neveneffecten

De neveneffecten van de fysisch-chemische verwijdering van fosfaat uit inlaatwater hebben vooral betrekking op de toevoeging van de chemicaliën, de visuele aspecten van de installatie en de verkleuring van het water als gevolg van de chemicaliëndosering.

De algemene milieukwaliteitswaarden voor chloride en sulfaat bedragen respectievelijk 200 mg/l en 100 mg/l (Derde Nota Waterhuishouding [8]). Voor bepaalde ecologische doelstellingen kunnen de streefwaarden aanzienlijk lager zijn. De toevoeging van FeCl_3 aan het water levert in ieder geval een aanzienlijke verhoging van het chloride-gehalte in het behandelde water op: per mg Fe^{3+} wordt 1,9 mg Cl^- aan het water toegevoegd. Bij de normaal gehanteerde doseringen levert fysisch-chemische fosfaatverwijdering een verhoging van de chlorideconcentratie van 20-35 mg/l op. Als de chlorideconcentratie in het inlaatwater al hoog is, kan de dosering van Fe^{3+} het chloride-gehalte van het inlaatwater tot boven getolereerde waarden brengen. In het behandelde water is slechts in uitzonderlijke gevallen sprake van verontreiniging met zware metalen. Het slib kan echter in min of meer ernstige mate verontreinigd zijn (zie § 2.5), en zal in ieder geval zeer hoge ijzerconcentraties bevatten. De invloed van de verhoogde ijzerconcentraties in het slib op het ecosysteem zijn echter niet bekend.

De toevoeging van $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ aan het water levert een sterke verhoging van het sulfaatgehalte op. Per mg Al^{3+} wordt 5,3 mg SO_4 aan het water toegevoegd. Bij normaal gehanteerde doseringen levert fysisch-chemische fosfaatverwijdering met behulp van aluminiumsulfaat een verhoging van de sulfaatconcentratie met 25 tot 50 mg/l SO_4^{2-} op. Dit wordt doorgaans uit ecologische overwegingen minder gewenst geacht. Bij brak water hoeft dit, vanwege de al aanwezige hoge sulfaatconcentratie, geen probleem te zijn.

Toevoeging van $\text{Ca}(\text{OH})_2$ aan het water levert een onttrekking van carbonaat aan het water op. Het grootste deel van het calcium slaat neer als CaCO_3 . Als gevolg van deze onttrekking is de buffercapaciteit na calciumtoediening nog slechts zeer gering. Na toediening dient pH-correctie te worden uitgevoerd en dient de alkaliteit weer op peil te worden gebracht.

De slibproductie zal zich voor het grootste deel ophopen in de bezinktanks of bezinkbekkens die daarvoor bedoeld zijn. Toch valt niet te voorkomen dat slib zich ook op andere plaatsen kan afzetten. Dit kan op langere termijn een probleem vormen.

Door de verwijdering van zwevende stof tijdens de vlokmiddeldosering treedt ook verwijdering van stikstof op. Dit is een positief effect dat echter slechts een geringe betekenis heeft. Er wordt met de zwevende stof enig organisch stikstof verwijderd en er treedt door adsorptie aan vlokken geringe verwijdering van NH_4^+ en NO_3^- op. De verwijdering is doorgaans minder dan 10%. Bovendien zullen organische stikstof en ammonium-stikstof bij afbraak van de organische stof snel weer in circulatie komen. Nitraat kan in het sediment gedenitrificeerd worden tot stikstofgas.

De visuele aspecten van fysisch-chemische fosfaatverwijdering kunnen aanzienlijk zijn. Het water in het deel van het oppervlaktewater dat voor bezinking wordt

gebruikt kan enigszins bruin van kleur zijn. Opdrijvende plakken van slib -als gevolg van gasontwikkeling tijdens anaërobe omzettingen in het sediment- hebben een bruine kleur.

Het inpassen van de installatie in het landschap kan op zich een probleem vormen. Vanwege het betrekkelijk geringe oppervlak van een defosfateringsinstallatie ten opzichte van de oppervlakte van het gebied waar het inlaatwater wordt toegevoegd, kunnen de bezwaren meevallen. Het bezinkgedeelte maakt bij een eenvoudige installatie deel uit van het oppervlaktewater. Een uitgebreide installatie (zie § 3.1 en 3.4.2), waarvan alle onderdelen zich in gebouwen bevinden, kan worden opgesteld in gebouwen met een aan het landschap aangepast uiterlijk.

3 EVALUATIE VAN DE ONDERZOCHE INRICHTINGEN PER TYPE

3.1 Categorisering

Aan de hand van de gegevens in het vorige hoofdstuk kunnen de toegepaste methoden voor de verwijdering van fosfaat uit inlaatwater in Nederland ingedeeld worden overeenkomstig tabel 4.

Tabel 4. Categorisering van toegepaste methoden voor verwijdering van fosfaat uit inlaatwater in Nederland.

nr.	type	voorbeelden
1	helofytenfilters	
1.1	vloevelden	Geerplas, Brandemeer (Lauwersmeer) ¹
1.2	infiltratievelden	
2	defosfateringsinstallaties	
2.1	met deel van oppervlaktewater voor bezinking	Nieuwkoopse en Loosdrechtse plassen, Botshol, Geerplas
2.2	uitgebreide installatie ²	
2.2.1	met bezinking voor afscheiding slib	Naardermeer pilot proeven IJsselmeerwater
2.2.2	met vlokingsfiltratie	

1: infiltratieveld voor huishoudelijk afvalwater;

2: onder een uitgebreide installatie wordt een installatie verstaan waarvan alle onderdelen in gebouwen zijn opgesteld

3.2 Gewenst effect

De keuze van het systeem van fosfaatverwijdering hangt voor een belangrijk deel af van het gewenste effect. Het gewenste effect is niet op voor alle locaties hetzelfde. Het gewenste rendement voor helofytenfilters is niet expliciet gegeven, terwijl de gewenste rendementen voor de eenvoudige defosfateringsinstallaties uiteenlopen van 70 tot 90 %. Deze worden overigens niet altijd gerealiseerd. Bij de uitgebreide defosfateringsinstallatie met bezinking van het slib werd in eerste instantie gestreefd naar een effluentgehalte van 0,1 mg P_{tot}/l, en later 0,05 mg/l, c.q. een rendement van circa 60 % bij een laag influentgehalte van 0,08 mg/l. Het effect is voor de verschillende systemen een functie van de concentratie totaal-fosfaat, van de fractie opgelost fosfaat en van de concentratie van zwevende stof in het inlaatwater. In tabel 5 wordt een overzicht gegeven van de rendementen en de effluentkwaliteiten die bij toepassing van de verschillende systemen in Nederland gerealiseerd worden.

3.3 Helofytenfilter

Momenteel is er in Nederland een beperkt aantal helofytenfilters in gebruik voor de zuivering van afvalwater. De functie van de filters is moeilijk te vergelijken met die van installaties voor de zuivering van inlaatwater, omdat hierin de concentraties aan vervuilingen en nutriënten veel lager zijn dan in afvalwater.

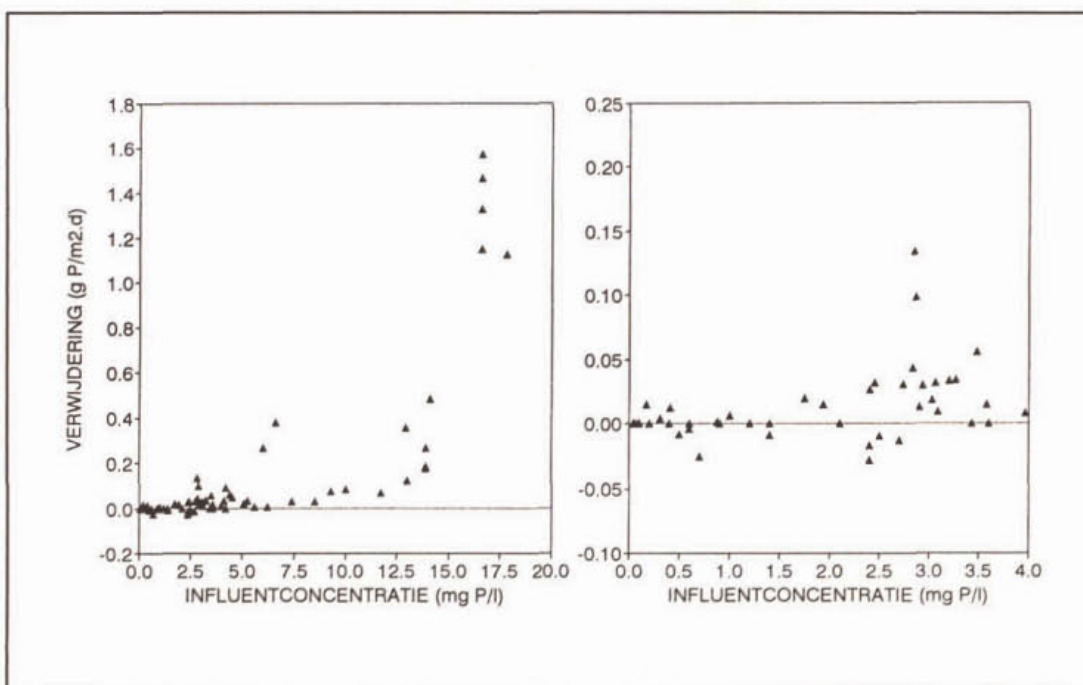
Tabel 5. Rendement van verschillende typen inrichtingen voor de verwijdering van fosfaat uit inlaatwater.

type	dosering Fe ³⁺	rendement in %		
		opgelost P	particulair P	totaal P
1.1	geen	< 0 ¹	50-60 ²	40
1.2	geen	<< 0	70-90 ³	55-65
2.1	5-10 mg/l	65	80	70
2.2.1	14-18 mg/l	60	65	65
2.2.2	1-3 mg/l	50	90	60

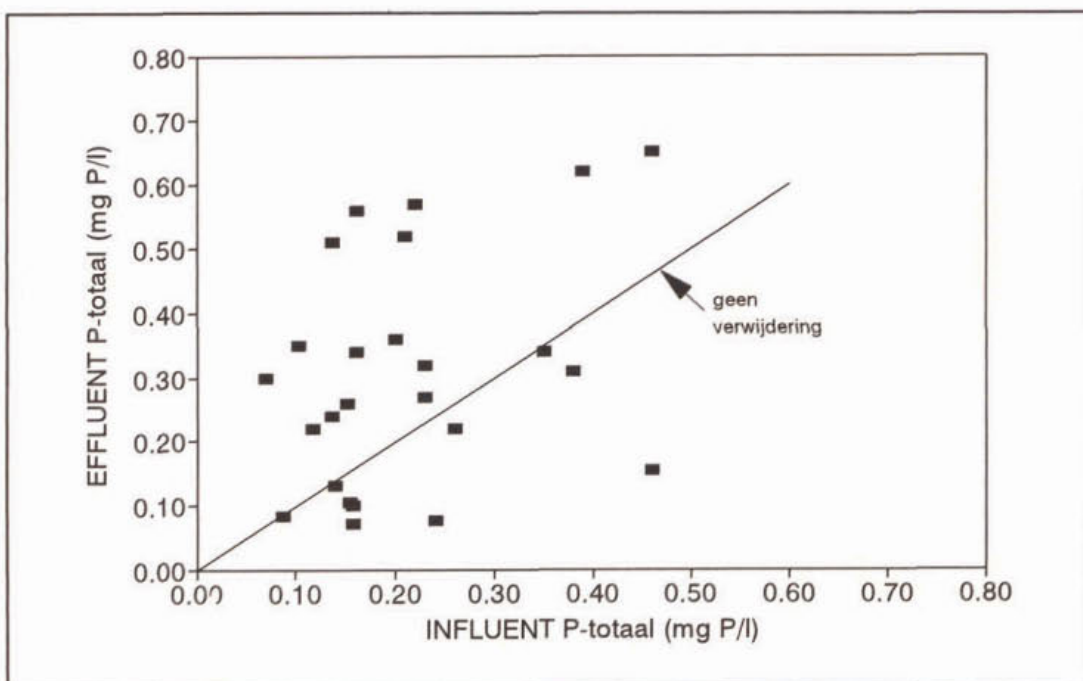
- 1: negatieve waarden als gevolg van mineralisatie van particulier fosfaat;
- 2: geschat op basis van reductie in chlorofyl;
- 3: geschat op basis van lage influentgehalten voor zwevende stof (< 40 mg/l) bij het infiltratieveld voor huishoudelijk afvalwater van Lauwersoog;

In Nederland zijn slechts enkele helofytenfilters in gebruik voor de zuivering van oppervlaktewater [5,6]. Daarnaast is er een beperkt aantal helofytenfilters in gebruik voor de zuivering van afvalwater, waaronder effluent van rioolwaterzuiveringsinrichtingen [12,13,15]. Uit gegevens van helofytenfilters in de Verenigde Staten [30] blijkt dat het verwijderingsrendement van een helofytenfilter voor fosfaat duidelijk afhangt van de concentraties aan fosfaat in het water. In figuur 4 is te zien dat bij lage tot zeer lage concentraties aan fosfaat in het water de fosfaatverwijdering afneemt tot bijna nul. Ook treden waarden onder nul op. Dit is het gevolg van het feit dat bij zeer lage fosfaatconcentraties de nalevering van fosfaat door het filter een rol begint te spelen.

Hetzelfde is waarneembaar aan de gegevens van het rietveld (vloeiveld met een oppervlaktebelasting van 0,009 m/h) dat als nazuivering wordt toegepast bij de defosfateringsinstallatie bij de Geerplas (zie figuur 5). Ook hier is de fosfaatconcentratie in het effluent vaak hoger dan die in het influent als gevolg van nalevering. In het vloeiveld in het Brandemeer [5] werd bij een influent-concentratie van totaal-fosfaat van 0,16 - 0,21 mg/l een rendement gerealiseerd van 54-65 % op basis van totaal-fosfaat. Bij de toegepaste oppervlaktebelasting van 0,0004 m/h [5] komt dat bij 180 dagen bedrijf per jaar neer op een verwijdering van circa 24 kg P.ha⁻¹.jr⁻¹. Dit is aanzienlijk lager dan de ontwerpwaarde van 75 kg P.ha⁻¹.jr⁻¹ die door Gleichmann-Verheijen voor afvalwater en effluents van rioolwaterzuiveringsinrichtingen wordt gehanteerd [15]. Het bedrijven van een helofytenfilter in afwisselende perioden van lage en hoge waterstand heeft door het optreden van nitrificatie- en denitrificatieprocessen een gunstige invloed op de verwijdering van stikstof; op de verwijdering van fosfaat is de invloed echter nihil [4].



Figuur 4. De verwijdering van totaal-fosfaat als functie van de influent-fosfaatconcentratie voor een aantal helofytenfilters in de USA [30]. De figuur rechts is een uitvergroting van de lagere influent-P waarden in de figuur links. $0,1 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ komt bij 180 dagen bedrijf per jaar overeen met $18 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{jr}^{-1}$.



Figuur 5. Effluentconcentratie van totaal-fosfaat van het biezenveld bij de Geerplas, als functie van de influentconcentratie (= de effluentconcentratie van de defosfateringsinstallatie). Gegevens over 1990-1991. De lijn geeft 0 % verwijdering aan.

3.4 Defosfateringsinstallatie

3.4.1 Eenvoudige opzet waarbij een deel van de te behandelen plas wordt gebruikt voor de procesvoering

Bij vier inrichtingen voor de verwijdering van fosfaat uit inlaatwater is gekozen voor een eenvoudige opzet, waarbij een deel van het oppervlaktewater wordt gebruikt voor de bezinking. Op deze lokaties wordt FeCl_3 gedoseerd aan het water zonder dat vlokulpmiddelen worden toegediend. De gedoseerde Fe^{3+} -concentraties variëren van 5-14 mg/l. Er wordt bij deze installaties gestreefd naar verwijderingsrendementen voor totaal-fosfaat van 80-90% bij influentconcentraties van 0,27 tot 0,57 mg P/l.

Voordat het FeCl_3 gedoseerd wordt, dient het verdund te worden om een homogene verdeling te vergemakkelijken. Het verdunningswater, dat zowel kraanwater als suppletiewater kan zijn, wordt vlak voor de dosering toegediend.

Ijzerdosering vindt op twee manieren plaats. In drie installaties wordt het FeCl_3 gedoseerd door middel van een doseerraam boven een waterval. In één installatie vindt de dosering plaats in een geroerde mengbak met een verblijftijd van 5 minuten. De dosering via een geroerde mengbak is beter beheersbaar dan die via een doseerraam.

De flocculatie vindt plaats in een sloot, een mengkanaal of in de ruimte waar later ook de bezinking plaatsvindt. De watersnelheid in deze ruimten bedraagt 290 tot 540 m/h. De mengkanalen of sloten hebben een lengte van 600 - 1000 m, om aan de gewenste GT-waarde te voldoen (zie § 2.3). Van de vier inrichtingen is een aantal karakteristieke parameters samengevat in tabel 6.

Tabel 6. Technologische parameters van vier eenvoudige defosfateringsinstallaties met ijzerchloride-dosering.

lokatie	Loosdrechte plassen	Botshol	Geerplas	Nieuwkoopse plassen	eenheid
hoeveelheid water	11×10^6 3500	$1,1 \times 10^6$ 430	$\pm 1,5 \times 10^5$ 42	$3,7 \times 10^6$ 480	m^3/jr m^3/h
ijzerdosering	doseerraam + cascade-menginrichting	doseerraam; injectie FeCl_3 onder hoge snelheid	dosering in geroerde mengbak van 8 m^3	dosering met geperforeerde doseerbuis	
flocculatie lokatie	traject naar petgaten	sloot naar bezinking	traject naar bezinking	mengkanaal GT-waarde 23.000^1	
bezinking opp. bel. diepte verblijftijd	0,18 - 0,32 2 6 - 11	0,09 - 0,15 2 14 - 25	0,04 - 0,08 0,5 4 - 6	0,35 3,5 10	m/h m h

1 : Schatting; voor berekening van de GT-waarde zie § 2.3.

Tabel 7. Resultaten van vier eenvoudige defosfateringsinstallaties met ijzerchloride-dosering met gebruik van een deel van het ontvangende water voor bezinking. Aangegeven zijn de gemiddelden van de meetwaarden en de standaardafwijking.

lokatie	Loosdrechtse plassen	Botshol	Geerplas	Nieuwkoopse plassen	eenheid
aantal waarnemingen	16	54	16	40	
influent opgelost P ⁱ	ca. 0,04	0,06 ± 0,02	0,31 ± 0,21	0,21 ± 0,09	mg/l
particulair P	ca. 0,27	0,23 ± 0,09	0,17 ± 0,06	0,38 ± 0,21	mg/l
totaal P	0,35 ± 0,05	0,27 ± 0,10	0,48 ± 0,22	0,58 ± 0,23	mg/l
Fe ³⁺ -concentratie	6,7 - 7,7	3	5 - 10	9 - 11	mg/l
effluent opgelost P	ca. 0,02	0,02 ± 0,01	0,02 ± 0,03	0,03 ± 0,01	mg/l
particulair P	ca. 0,12	0,04 ± 0,02	0,17 ± 0,09	0,13 ± 0,05	mg/l
totaal P	0,05 ± 0,01	0,06 ± 0,03	0,20 ± 0,10	0,15 ± 0,05	mg/l
rendement ² opgelost P	ca. 70	64 ± 21	91 ± 9	81 ± 47	%
particulair P	ca. 85	79 ± 15	-33 ± 99 ³	40 ± 22	%
totaal P	85	74 ± 15	48 ± 33	73 ± 13	%

- 1 : P-gehalten vormen de gemiddelden van de afzonderlijke meetwaarden; het is dus niet zo dat de optelling van de concentraties van opgelost P en particulier P tot de concentratie van totaal P hoeft te leiden.
- 2 : Rendementen zijn berekend over afzonderlijke meetwaarden. Zie verder onder 1.
- 3 : Negatieve rendementen zijn mogelijk door omzetting van opgelost P in particulier P.

De resultaten van de vier eenvoudige installaties zijn samengevat in tabel 7. Het rendement van de verwijdering van opgelost fosfaat is in de installaties van de Geerplas en de Nieuwkoopse plassen het hoogst. Dit wordt veroorzaakt door de relatief hoge concentraties in het inlaatwater. Het totaal-rendement is echter veel lager, doordat hoge concentraties particulier fosfaat slecht worden verwijderd.

De vier installaties kunnen met betrekking tot ontwerp en zuiveringsresultaten worden ingedeeld volgens de matrix in tabel 8. Een hoog rendement van de verwijdering van opgelost fosfaat treedt alleen op bij hoge influent-concentraties. De effluentconcentratie is voor alle installaties bij benadering gelijk. Verschillen zijn er vooral in de verwijdering van particulier fosfaat, c.q. de verwijdering van zwarende stof. Deze is slecht tot matig bij de installatie van de Geerplas, en matig bij de installatie bij de Nieuwkoopse plassen. Bij de installatie van de Geerplas is een oorzaak hiervoor moeilijk aan te geven. Mogelijk wordt deze matige verwijdering veroorzaakt door de ongecontroleerde flocculatie. Bij de installatie van de Nieuwkoopse plassen lijkt de hoge oppervlaktebelasting van het nabezinkge-deelte een oorzaak van de matige verwijdering van zwarende stof te zijn.

De gegevens wekken de indruk dat een flocculatie-voorziening in de vorm van een mengsloot of -kanaal te prefereren is boven het ontbreken ervan: de installaties met een dergelijke voorziening laten een betere verwijdering van particulier fosfaat zien, die niet verklaard kan worden uit de lagere oppervlaktebelasting van het bezinkgedeelte.

Tabel 8. Samenvatting van karakteristieken van ontwerp en zuivering van vier eenvoudige defosfateringsinstallaties.

	Loos- rechtse plassen	Botshol	Geerplas	Nieuw- koopse Plassen	eenheid
INFLUENT fractie opgelost	> 50	> 50	< 50	< 50	%
INSTALLATIE dosering flocculatie bezinking	waterval geen tweetraps	waterval wel < 0,2	mengbak geen < 0,2	waterval wel > 0,2	- bezinksloot m/h
RESULTATEN ¹ opgelost P particulair P totaal P	0 + +	0 + +	+ - -	+ 0 0	- - -

1 : - : laag: minder dan 30 %; 0 : midden: tussen 30 en 70 %; + : hoog: meer dan 70 % verwijdering.

Bij de installatie van de Loosrechtse plassen zijn geen specifieke voorzieningen voor de flocculatie getroffen. De goede verwijdering van totaal-fosfaat wordt daar mogelijk veroorzaakt doordat bij lagere debieten het nabezinkgedeelte zó wordt doorstroomd dat er sprake is van twee in serie geschakelde bezinkers met ieder een oppervlaktebelasting van 0,3 m/h.

3.4.2 Uitgebreide defosfateringsinstallatie

Op slechts één lokatie in Nederland, bij het Naardermeer, wordt fosfaat uit inlaatwater verwijderd met behulp van een uitgebreide installatie. Hierbij bevinden alle onderdelen zich bij elkaar in een gebouw. Eerst wordt het ijzerchloride verdund in een mengruimte, waarna het via een doseerraam wordt gedoseerd boven een 1,5 m hoge waterval. De toegepaste concentraties bedragen 14-17 mg Fe³⁺/l. Flocculatie vindt plaats in zes telkens met minder mengenergie geroerde tanks. De bezinking vindt plaats in een lamellenbezinker. Het slib wordt van de nabezinker gevoerd naar een indikker. Na ingedikt te zijn wordt het slib opgeslagen in sliblagunes. De technologische parameters van de installatie zijn bijeengebracht in tabel 9.

Vlokkingsfiltratie in een continu zandfilter voor inlaatwater is in Nederland alleen nog op proef-schaal onderzocht [1]. De ontwerp-parameters hiervoor zijn niet geheel uitgekristalliseerd. Een Fe³⁺-dosering van 1 à 3 mg/l is voldoende voor een goede verwijdering van particulier fosfaat met een rendement van 80-90 % [1]. Het rendement van de verwijdering van totaal-fosfaat zal voor een groot deel afhangen van de bijdrage van opgelost fosfaat aan de concentratie van totaal-fosfaat. De oppervlaktebelasting van het filter kan zo'n 10 m/h bedragen. De slibproductie zal ongeveer 30-50 % minder zijn dan bij andere Fe³⁺-defosfateringsinstallaties, omdat de gebruikte concentraties vlokmiddel veel lager zijn.

Tabel 9. Technologische parameters van een uitgebreide defosfateringsinstallatie.

parameter		waarde	eenheid
aanvoer	hoeveelheid water	1-2	Mm ³ /jr
	debiet	300 - 600	m ³ /h
Fe ³⁺ + dosering	doseerconcentratie	14 - 17	mg/l
	dosering via verdeelpijp		
coagulatie	hoogte waterval	1,5	m
flocculatie	aantal ruimten	6	-
	volume	5 x 2,5 x 2,5	m x m x m
bezinker	oppervlaktebelasting	0,6 - 1,2	m/h
	verblijftijd		h
indikking	volume	158	m ³
	drogestofbelasting	30	kg DS/m ² .d
sliblagunes	volume	4500	m ³
	verblijftijd	30	dagen
slibproductie	slibconcentratie	80 - 100	kg/m ³
	productie per m ³	90 - 130	mg/l

De werking van deze uitgebreide installatie is samengevat in tabel 10. Hierin zijn ook enige gegevens verwerkt van het proef-vlokkingsfilter voor de defosfatering van IJsselmeerwater.

Tabel 10. Werking van een uitgebreide FeCl₃-defosfateringsinstallatie en een vlokkingsfiltratie-systeem (proefinstallatie). (De gegevens van het vlokkingsfilter zijn gebaseerd op een gering aantal gegevens [1]).

lokatie	defosfateringsinstallatie Naardermeer	vlokkingsfiltratie IJsselmeer	eenheid	
aantal waarnemingen	140			
influent	opgelost P	0,02 ± 0,01	0,06 ± 0,03	mg/l
	particulair P	0,06 ± 0,03	0,10 ± 0,04	mg/l
	totaal P ¹	0,08 ± 0,04	0,15 ± 0,04	mg/l
Fe ³⁺ -concentratie	15.1 ± 2.7	1 - 3	mg/l	
effluent	opgelost P	0,01 ± 0,01	0,03 ± 0,01	mg/l
	particulair P	0,02 ± 0,02	0,04 ± 0,02	mg/l
	totaal P	0,03 ± 0,02	0,07 ± 0,05	mg/l
	Fe ³⁺	1,3 ± 0,8	-	mg/l
rendement ¹	opgelost P	57 ± 36	0 ± 0	%
	particulair P	49 ± 55	63 ± 13	%
	totaal P	65 ± 18	59 ± 17	%
slibproductie	88 ± 58	-	mg/l	

1 : Voor berekening van fosfaatconcentraties en rendementen gelden dezelfde kanttekeningen als bij tabel 7.

Het is moeilijk de werking van de uitgebreide installatie te evalueren. De installatie is moeilijk te vergelijken met de eenvoudige installaties die hiervoor besproken zijn, omdat de concentraties van zowel opgelost als particulier fosfaat aanzienlijk lager zijn. Opgemerkt kan worden dat bij hogere debieten de nabezinking van de installatie naar de mening van de beheerder minder goed functioneert. Dit wordt ondersteund door het feit dat in de sloot ná de installatie nog een aanzienlijke bezinking van slib optreedt. Dit impliceert dat een oppervlaktebelasting van de lamellenbezinker van 0,6 m/h geschikter is dan een belasting van 1,2 m/h.

3.5 Ruimtebeslag en inpassing in het landschap

Het ruimtebeslag van een inrichting voor de verwijdering van fosfaat wordt bij helofytenfilters en eenvoudige defosfateringsinstallaties voornamelijk bepaald door de oppervlaktebelasting van het filter of van de nabezinking. Bij helofytenfilters is deze oppervlaktebelasting zeer laag, 0,0004 tot 0,002 m/h, afhankelijk van de fosfaatconcentratie in het aangevoerde water. Bij bezinking in een deel van het ontvangende water worden oppervlaktebelastingen van 0,08 tot 0,35 m/h gehanteerd. Deze waarden zijn min of meer afhankelijk van het beschikbare oppervlak. De hoogste waarde kan als de maximaal toelaatbare worden beschouwd. In een bezinkinstallatie worden hogere waarden aangehouden, van 0,6 tot 1,2 m/h. Bij lamellenbezinkers wordt het oppervlak nog veel geringer; de oppervlaktebelasting betrokken op het oppervlak van de gehele bezinker bedraagt hierbij circa 10-15 m/h.

Bij helofytenfilters en eenvoudige defosfateringsinstallaties nemen de overige voorzieningen slechts een fractie van het totale oppervlak in. Aparte voorzieningen voor helofytenfilters betreffen de aanleg van kaden, welke ten opzichte van het filter een gering oppervlak innemen. Het ruimtebeslag voor opslag van chemicaliën en voor de dosering bij eenvoudige defosfateringsinstallaties beslaat ten hoogste enkele tientallen m², een fractie van het voor bezinking benodigde oppervlak. De flocculatieruimte maakt bij eenvoudige defosfateringsinstallaties ofwel deel uit van het bezinktraject, ofwel bestaat uit een sloot. Afhankelijk van de uitvoeringsvorm neemt de flocculatieruimte ten hoogste enkele procenten van het oppervlak van de bezinkruimte in.

Bij helofytenfilters en bij eenvoudige defosfateringsinstallaties is ruimte nodig voor de tijdelijke opslag van af te voeren slib. Afhankelijk van de uitvoeringsvorm beslaat het oppervlak hiervan 1 tot 3 % van dat van de bezinkruimte.

Bij een uitgebreide defosfateringsinstallatie voor de behandeling van 600 m³/h bedraagt het oppervlak voor de gehele installatie ongeveer 500 m², exclusief de sliblagunes. Deze laatste nemen ongeveer 200 m² in beslag.

De oppervlaktebehoefte van de systemen voor de verwijdering van fosfaat is samengevat in figuur 6.

Een helofytenfilter vóór een defosfateringsinstallatie kan volledig los worden gezien van de installatie. Een dergelijk filter hoeft niet op de fosfaatbelasting te worden ontworpen. Een helofytenfilter ná een defosfateringsinstallatie kan worden opgevat als een bijzondere uitvoeringsvorm van een nabezinkinrichting. Er kunnen in principe dezelfde ontwerpcriteria voor worden aangehouden. De maximale oppervlaktebelasting bedraagt dus 0,35 m/h. Door de geringe diepte van een helofytenfilter van 0,2 à 0,3 m is de watersnelheid door een helofytenfilter betrekkelijk groot in vergelijking met een normale nabezinkinrichting. Een maximale

watersnelheid van 36 m/h dient te worden aangehouden ter voorkoming van het opwervelen van het bezinkende slib. Dit betekent dat bij een weglengte van het water door het filter van meer dan 30 m de watersnelheid bepalend wordt voor de afmetingen in plaats van de oppervlaktebelasting.

In Nederland is er slechts op één lokatie ervaring met het toepassen van een biezenveld als bezinkinrichting. Bij de Geerplas is na het bezinkgedeelte van de doseringsinstallatie een biezenveld geplaatst voor de verwijdering van nog niet bezonken slib. De resultaten van dit speciale helofytenfilter, dat bedreven wordt met een oppervlaktebelasting van 0,01 m/h, zijn al gegeven in figuur 5 (§ 3.3). Doordat dit helofytenfilter wordt bedreven ná een bezinking, is het echter niet mogelijk de werking als bezinkinrichting goed te beoordelen. De meeste bezinking heeft immers van te voren al plaatsgevonden.

De aanleg van vloeivelden en infiltratievelden wordt, afgezien van de benodigde oppervlakte, sterk beïnvloed door de kwaliteit van de bodem. Bij een doorlatende bodem dient een beschermende folielaag te worden aangebracht. Bij een infiltratieveld dient een drainagesysteem te worden aangebracht. Beide hebben een grote invloed op de kosten van het veld (zie § 3.6). Bij aanleg van een helofytenfilter als nabezinkinrichting dient ook met de waterdoorlatendheid van de bodem rekening te worden gehouden.

Bij de aanleg van fysisch-chemische installaties moet rekening worden gehouden met de inpassing in het landschap. Het realiseren van een dergelijke inpassing valt buiten het bestek van dit rapport.

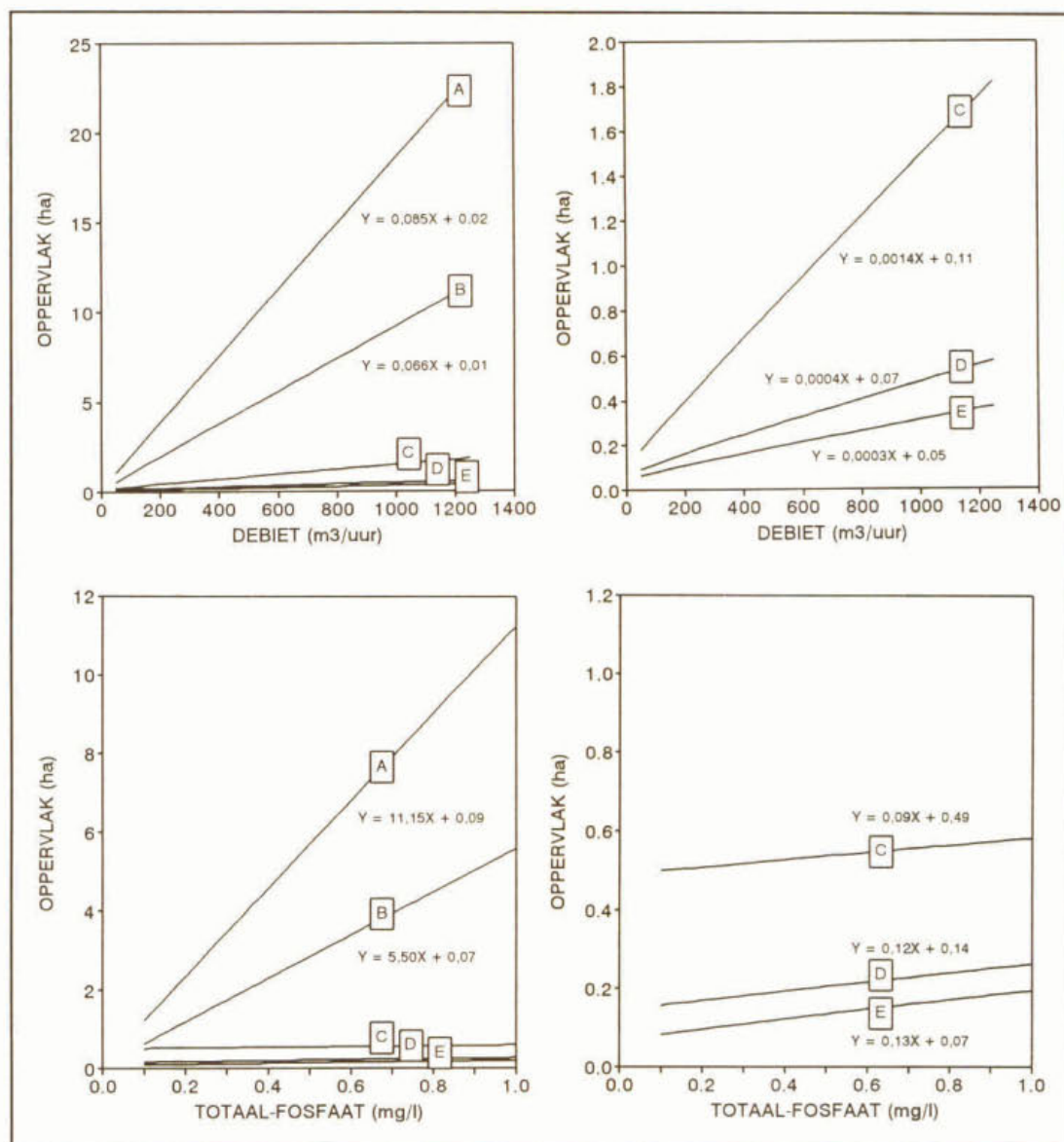
3.6 Slibafvoer en -verwerking

Het bij de fysisch-chemische verwijdering van fosfaat geproduceerde slib dient te worden verwijderd en verwerkt. Bij eenvoudige defosfateringsinstallaties met bezinking in een deel van het oppervlaktewater wordt eerst gebaggerd. Het gebaggerde slib wordt tijdelijk opgeslagen voor verdere ontwatering alvorens het kan worden afgevoerd.

De installatie levert aanzienlijke hoeveelheden slib. De kwaliteitsklasse hiervan wordt bepaald door verschillende factoren zoals de kwaliteit van het vlokmiddel, de kwaliteit van het inlaatwater en de kwaliteit van het reeds aanwezige slib (zie § 2.5). De kosten van het baggeren en het verwerken van het slib worden voor een belangrijk deel bepaald door de kwaliteitsklasse van het slib.

3.7 Neveneffecten

Neveneffecten van de verwijdering van fosfaat uit inlaatwater bestaan uit de produktie van slib, het accumuleren van zware metalen uit het inlaatwater en uit het gedoseerde ijzerchloride in het slib, de toename van de concentratie van enkele zware metalen (met name nikkel en koper) in het water en de toevoeging van chloride. Met name het gehalte van de zware metalen in het slib en de toename



Figuur 6. Globale oppervlakte (in hectare) van systemen voor de verwijdering van fosfaat uit inlaatwater. Boven: als functie van het debiet bij een totaal-P gehalte van 0,5 mg/l en een opgelost P-gehalte van 0,2 mg/l; de figuur rechts heeft een 12,5 x zo kleine schaalverdeling. Onder: als functie van het fosfaatgehalte bij een fractie opgelost fosfaat van 40 % en een vast debiet van 300 m³/uur; de figuur rechts heeft een 10 x zo kleine schaalverdeling. A: vloeiveld; B: infiltratieveld; C: eenvoudige installatie met een deel van het oppervlaktewater voor bezinking; D: uitgebreide installatie; E: vlokingsfiltratie in een continu zandfilter.

van de chlorideconcentratie van het behandelde water zijn negatieve aspecten bij de overweging om fysisch-chemische fosfaatverwijdering toe te passen.

De verwijdering van fosfaat uit het inlaatwater heeft niet altijd (onmiddellijk) de gewenste gevolgen. Door het incidenteel op de voorgrond treden van ongewenste algen kan vissterfte ontstaan [26]. Het is aannemelijk dat dit echter een gevolg is

van de instabiele situatie die tijdelijk kan ontstaan bij de verandering van de fosfaatgehalten.

Andere neveneffecten betreffen ingrepen in het landschap, zowel voor helofytenfilters als voor defosfateringsinstallaties. Bij eenvoudige defosfateringsinstallaties, waarbij een deel van het ontvangende water voor de bezinking wordt gebruikt, worden water en slib bruin gekleurd.

KOSTEN

De kosten voor aanleg en onderhoud van helofytenfilters kunnen worden geraamd met behulp van de gegevens in tabel 11. Deze tabel is opgesteld aan de hand van gegevens gepubliceerd in *Duel et al* [13], en aangepast voor het prijspeil 1994. De kosten voor drainage van infiltratievelden, welke in voornoemd rapport niet zijn opgenomen, zijn aan de tabel toegevoegd.

Tabel 11. Investerings- en exploitatiekosten van aanleg en bedrijf van helofytenfilters in NLG per hectare.

	vloeveld	infiltratieveld
investeringskosten per hectare		
grondprijs	40.000 - 60.000	40.000 - 60.000
inrichtingskosten		
influentgemaal	70.000 - 100.000	70.000 - 100.000
kaden, pompen, duikers	25.000 - 50.000	25.000 - 50.000
aanleg moerasvegetatie	35.000 - 50.000	35.000 - 50.000
folielaag	90.000 - 100.000	90.000 - 100.000
grondwerk	15.000 - 25.000	15.000 - 25.000
zand	-	36.000 - 60.000
drainage	-	5.000 - 10.000
totaal (afgerond op 5.000)	235.000 - 325.000	275.000 - 395.000
engineering en BTW (afgerond op 5.000)	150.000 - 210.000	180.000 - 255.000
TOTAAL INVESTERINGEN	425.000 - 595.000	495.000 - 710.000
exploitatiekosten per hectare per jaar		
rente en afschrijving	33.000 - 47.000	39.000 - 56.000
onderhoud	3.000 - 4.000	4.000 - 5.000
energie	1.000 - 2.000	1.000 - 2.000
personeel (inclusief maaien)	7.000 - 10.000	7.000 - 10.000
TOTAAL EXPLOITATIE	44.000 - 63.000	51.000 - 73.000

De kosten voor de verwijdering van fosfaat met behulp van een helofytenfilter kunnen bij 180 dagen bedrijf per jaar als volgt berekend worden:

$$EK(m^3) = EK(ha) \times 231 / O \quad (6)$$

waarin $EK(m^3)$ = exploitatiekosten (NLG per m^3);
 $EK(ha)$ = exploitatiekosten (NLG per hectare per jaar);
 O = oppervlaktebelasting (m/h).

De toe te passen oppervlaktebelasting van een helofytenfilter kan worden berekend met:

$$O = (V \times 2,33 \times 10^{-5}) / (P_{\text{tot,in}} \times E) \quad (7)$$

waarin O = oppervlaktebelasting (m/h);
 $P_{\text{tot,in}}$ = ingaande concentratie totaal-fosfaat (mg/l);
 E = verwacht rendement (-, tussen 0 en 1);
 V = verwijdering (kg P.ha⁻¹.jr⁻¹).

Een vloeiveld dient te worden ontworpen op een belasting van 20 kg P.ha⁻¹.jr. Voor water met een totaal fosfaatgehalte van 0,5 mg/l komt dat bij een verwacht rendement van 50 % overeen met een oppervlaktebelasting van 0,0019 m/h. De kosten bedragen dan f 0,54 tot f 0,78 per m³ behandeld water.

De kosten van fysisch-chemische verwijdering van fosfaat kunnen geraamd worden aan de hand van de waarden in tabel 12. De uitgangspunten, de stichtingskosten en de berekeningen die hebben geleid tot tabel 12 worden gegeven in bijlage 2. De kosten voor fysisch-chemische fosfaatverwijdering bedragen circa f 0,10 tot f 0,30 per m³ behandeld water.

Tabel 12. Exploitatiekosten van fysisch-chemische fosfaatverwijdering uit inlaatwater voor defosfateringsinstallaties met een gemiddeld debiet van 100-1000 m³/uur. Stichtingskosten in NLG per m³/h, exploitatiekosten in NLG per m³.

parameter	eenvoudige installatie	uitgebreide installatie	continue vlok-kingsfiltratie
stichtingskosten per m ³ /h	573 - 1.140	6.990 - 9.700	5.960 - 8.000
afschrijving en rente	0,019 - 0,038	0,141 - 0,195	0,120 - 0,161
onderhoud	0,002 - 0,004	0,016 - 0,022	0,014 - 0,019
Fe ³⁺	0,016 - 0,029	0,016 - 0,029	0,009 - 0,016
energie	0,001	0,002	0,023
personeel	0,002 - 0,016	0,003 - 0,032	0,003 - 0,032
baggeren klasse 2	0,026	0,000	0,000
baggeren klasse 3	0,086	0,000	0,000
storten slib klasse 2	0,036	0,036	0,024
storten slib klasse 3	0,047	0,047	0,031
TOTAAL			
bedrijf	0,021 - 0,050	0,037 - 0,087	0,045 - 0,083
exploitatie excl slib	0,040 - 0,088	0,178 - 0,280	0,165 - 0,244
exploitatie incl slib			
klasse 2	0,102 - 0,150	0,214 - 0,316	0,189 - 0,268
klasse 3	0,173 - 0,221	0,225 - 0,327	0,196 - 0,275

Verschillende factoren spelen hierbij een belangrijke rol. De rente en afschrijving van de investeringskosten en het onderhoud van de installatie kunnen samen f 0,02 tot f 0,22 per m³ behandeld water bedragen. Een en ander is afhankelijk van de grootte van de installatie en van het feit of het een eenvoudige of uitgebreide installatie betreft. De kosten van het gedoseerde FeCl₃ bedragen f 0,016 tot f 0,044 per m³, afhankelijk van de te doseren concentraties. Bij

toepassing van hoogwaardige kwaliteit FeCl_3 (zie § 2.5) kunnen deze kosten toenemen tot f 0,021 à f 0,056 per m^3 . De energiekosten van de fosfaatverwijdering bedragen f 0,001 tot f 0,003 per m^3 behandeld water.

De kosten van de slibverwijdering vormen een belangrijke post in de totale kosten voor de verwijdering van fosfaat. De slibproductie is sterk afhankelijk van de concentratie gedoseerd FeCl_3 en de concentratie aan zwevende stof in het inlaatwater (zie § 2.5). Baggeren van slib is nodig bij eenvoudige installaties waarbij een deel van het oppervlaktewater voor de bezinking wordt gebruikt. De kosten van het baggeren van slib zijn sterk afhankelijk van de kwaliteitsklasse van het slib en kunnen variëren van f 30,-- per m^3 voor klasse 1 en 2 slib tot f 100,-- m^3 voor sterker verontreinigd slib. De kosten voor het storten van slib kunnen geschat worden op f 600,-- tot f 800,-- per ton droge stof. In bijlage 2 worden de kosten in een nadere uitwerking toegelicht.

Uit tabel 12 wordt duidelijk dat de kosten van rente en afschrijving van een eenvoudige installatie aanzienlijk lager zijn dan die van een uitgebreide installatie. De kosten van het baggeren en opslaan van het slib uit het bezink-deel van het oppervlaktewater zijn echter aanzienlijk. Hierdoor is het voordeel van de lage installatiekosten van een eenvoudige inrichting voor de verwijdering van fosfaat in de totale kosten relatief gering.

Continue zandfiltratie, een techniek die nog slechts op proef-schaal onderzocht is, heeft door de toegepaste lage Fe^{3+} concentraties een aanzienlijk lagere slibproductie tot gevolg dan de overige technieken. De lagere kosten voor de afvoer en verwerking van slib kunnen voor een deel de hoge installatie- en energiekosten van deze techniek compenseren.

In alle gevallen spelen de kosten voor de verwijdering van het slib een belangrijke rol in de kosten van de fosfaatverwijdering.

De kosten van fosfaatverwijdering per kg verwijderd totaal-fosfaat bedragen circa f 250,-- tot f 500,-- per kg bij eenvoudige defosfateringsinstallaties, en circa f 7.000,-- bij uitgebreide installaties met slibbezinking. Hierbij dient aangetekend te worden dat de ingangconcentratie van de uitgebreide defosfateringsinstallatie met slibbezinking veel lager is dan die van de eenvoudige installaties.

5 RICHTLIJNEN VOOR SYSTEEMKEUZE EN -ONTWERP

5.1 Inleiding

Op basis van de overwegingen gepresenteerd in voorgaande hoofdstukken is een beslissingsschema opgesteld dat kan dienen bij het maken van een keuze uit de verschillende systemen voor de verwijdering van fosfaat uit inlaatwater.

Bij de keuze voor een helofytenfilter zijn de beschikbaarheid van ruimte en de toelaatbaarheid van een matig rendement belangrijke criteria. Wordt gekozen voor een ijzerchloride-defosfateringsinstallatie dan spelen de beschikbaarheid van oppervlaktewater als bezinkruimte en de kosten van het baggeren van het gevormde slib een belangrijke rol. Een aantal beoordelingscriteria voor de systeemkeuze zijn samengevat in tabel 13.

Tabel 13. Beoordelingscriteria voor de keuze uit systemen voor de verwijdering van fosfaat.

parameter	positief als:	helofytenfilter		defosfateringsinstallatie		
		vloei- veld	infil- tratie	een- voudig	geperfec- tioneerd	vlokkings- filter
benodigd oppervlak	gering	-- ⁴	--	-	+	++
rendement particulair fosfaat	hoog	--	+	++	++	++
opgelost fosfaat	hoog	-	--	++	++	o
chemicaliënverbruik	gering	++	++	--	--	-
inpassing landschap	goed	+	+	-	--	--
investeringskosten ¹	laag	+	+	-	--	--
bedrijfskosten ²	laag	++	++	++	+	o
baggerkosten	laag	++	o	--	-	-
exploitatiekosten ³	laag	++	+	o	o	o

1: Exclusief grondaanschaf

2: Exclusief rente, afschrijving en baggerkosten

3: Inclusief rente, afschrijving en baggerkosten, exclusief grondaanschaf.

4: --: zeer negatief; -: negatief; o: positief noch negatief; + positief; ++ zeer positief.

Bij deze tabel kunnen de volgende kanttekeningen worden gemaakt. Het kan van belang zijn onderscheid te maken tussen het rendement voor opgelost fosfaat en voor particulier fosfaat. Het inlaatwater bevat in sommige gevallen vrij veel opgelost fosfaat, in sommige gevallen vrijwel geen (zie figuur 1).

Een gering chemicaliënverbruik is positief, omdat dit leidt tot een geringere ophoping van verontreinigingen in het slib. De kosten voor de verwijdering van het gevormde slib vormen een belangrijke deel van de totale kosten van de verwijdering van fosfaat. Daarom zijn deze apart in de tabel opgenomen.

5.2 Beslissingsschema

Met behulp van een aantal van de aangegeven criteria (tabel 13) kan een beslissingsschema worden opgesteld. Hierbij zijn het beschikbaar oppervlak, de gewenste verwijdering, de fractie opgelost fosfaat en het getolereerde Fe^{3+} -verbruik als belangrijkste criteria genomen. Deze zijn kwalitatief ingedeeld in "laag", "midden" en "hoog". In tabel 14 is deze indeling gekwantificeerd.

Tabel 14. Indeling van de beoordelingscriteria.

criterium	laag	midden	hoog	eenheid
beschikbaar oppervlak	minder dan 40	tussen 40 en 200	meer dan 200	m^2
gewenste verwijdering	minder dan 40	tussen 40 en 70	meer dan 70	%
fractie opgelost fosfaat	minder dan 30	tussen 30 en 60	meer dan 60	%
toe te passen Fe^{3+} -concentratie	0	tussen 0 en 5	meer dan 5	$\text{mg Fe}^{3+}/\text{l}$

Het is duidelijk dat deze indeling slechts globaal gehanteerd kan worden. Het beschikbare oppervlak voor een systeem hangt af van zowel de werkelijk beschikbare ruimte als van de kosten om deze ruimte bruikbaar te maken. Bij een fosfaatconcentratie in het inlaatwater van minder dan 0,03 mg/l kunnen geen hoge eisen aan het rendement gesteld worden omdat de ingaande concentraties al zeer laag zijn. De fractie opgelost fosfaat is variabel (zie bijvoorbeeld figuur 1). Toch kunnen deze globale criteria gebruikt worden voor een passende keuze van een defosfateringssysteem.

Er kunnen verschillende eisen aan een systeem gesteld worden. Bij toepassing van deze eisen komen bij verschillende criteria ook verschillende systemen in aanmerking. De logische formulering luidt als volgt:

- een vloeiveld kan worden toegepast:
 - 1 als het beschikbare oppervlak groot is;
 - 2 als de verwijdering laag mag zijn;
 - 3 als de fractie opgelost fosfaat niet laag is;
- een infiltratieveld kan worden toegepast:
 - 1 als het beschikbare oppervlak groot is;
 - 2 als de verwijdering laag mag zijn;
 - 3 als de fractie opgelost fosfaat laag is;
- een eenvoudige defosfateringsinstallatie kan worden toegepast:
 - 1 als het beschikbare oppervlak niet groot is;
 - 2 als het toe te passen Fe^{3+} -concentratie hoog mag zijn;
- een vlokkingfilter kan worden toegepast:
 - 1 als de toe te passen Fe^{3+} -concentratie niet laag hoeft te zijn;
 - 2 als de fractie opgelost fosfaat niet hoog is;

- een uitgebreide defosfateringsinstallatie kan worden toegepast:
 - 1 als het beschikbare oppervlak gering is;
 - 2 als de fractie opgelost fosfaat hoog is.

In tabel 15 is het resultaat van deze gecombineerde eisen weergegeven, waarbij telkens voor het systeem gekozen wordt dat als eerste van bovenstaande rij aan de eisen voldoet. Hierbij dient te worden aangetekend dat de tabel is opgesteld aan de hand van de huidige gegevens. Optimalisering van de verschillende systemen zou tot andere uitkomsten kunnen leiden.

Tabel 15. Keuzetabel voor de systemen van fosfaatverwijdering op basis van de huidige gegevens.

beschikbaar oppervlak	gewenste verwijdering	fractie opgelost P	toe te passen Fe-concentratie	UITKOMST	
hoog	hoog	hoog	hoog	eenvoudige installatie	
		midden	hoog	eenvoudige installatie	
			midden	vlokkingsfilter	
		laag	hoog	eenvoudige installatie	
	midden		vlokkingsfilter		
	midden	hoog	hoog	hoog	eenvoudige installatie
			midden	hoog	eenvoudige installatie
		midden	midden	midden	vlokkingsfilter
			laag	hoog	eenvoudige installatie
	laag	laag	midden	vlokkingsfilter	
hoog / midden		---	vloeiend		
laag	laag	---	infiltratieveld		
	midden	hoog	hoog	hoog	eenvoudige installatie
midden			hoog	eenvoudige installatie	
			midden	vlokkingsfilter	
laag			hoog	eenvoudige installatie	
		midden	vlokkingsfilter		
midden		hoog	hoog	hoog	eenvoudige installatie
			midden	hoog	eenvoudige installatie
		midden	midden	midden	vlokkingsfilter
			laag	hoog	eenvoudige installatie
laag		midden	midden	vlokkingsfilter	
			laag	hoog	eenvoudige installatie
		laag	midden	hoog	eenvoudige installatie
	laag		midden	vlokkingsfilter	

Tabel 15 (vervolg)				
beschikbaar oppervlak	gewenste verwijdering	fractie opgelost P	toe te passen Fe-concentratie	UITKOMST
laag	hoog	hoog	hoog	uitgebreide installatie
		midden / laag	hoog / midden	vlokkingsfilter
	midden	hoog	hoog	uitgebreide installatie
		midden / laag	hoog / midden	vlokkingsfilter
	laag	hoog	hoog	uitgebreide installatie
		midden / laag	hoog / midden	vlokkingsfilter

De belangrijkste richtlijnen voor het ontwerp van systemen voor de verwijdering van fosfaat uit inlaatwater zijn samengevat in tabel 16.

Tabel 16: Richtlijnen voor het ontwerp van systemen voor fosfaatverwijdering uit inlaatwater.

type	parameter	waarde	eenheid
vloeveld	P-belasting	20	kg P.ha ⁻¹ .jr ⁻¹
infiltratieveld	P-belasting	50	kg P.ha ⁻¹ .jr ⁻¹
eenvoudige defosfateringsinstallatie	mengruimte, G ¹	1000 - 5000	s ⁻¹
	flocculatieruimte, GT	10.000 - 100.000	-
	bezinking, oppervlaktebelasting	0,2	m/h
	bezinking, stroomsnelheid	3,6	m/h
uitgebreide defosfateringsinstallatie	mengruimte, G	1000 - 5000	s ⁻¹
	flocculatieruimte, GT	10.000 - 100.000	-
	bezinking, oppervlaktebelasting	0,6	m/h
vlokkingsfilter	oppervlaktebelasting	10	m/h

1: G, snelheidsgradiënt (zie § 2.3); GT, G x verblijftijd (zie § 2.3).

Aan de hand van de gegevens in de tabellen 13 tot en met 16 is het mogelijk een keuze te maken voor een systeem voor de verwijdering van fosfaat uit inlaatwater. Een ruwe schatting van de kosten van aanleg en bedrijf kan gemaakt worden met behulp van de gegevens in tabel 11 en 12.

CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

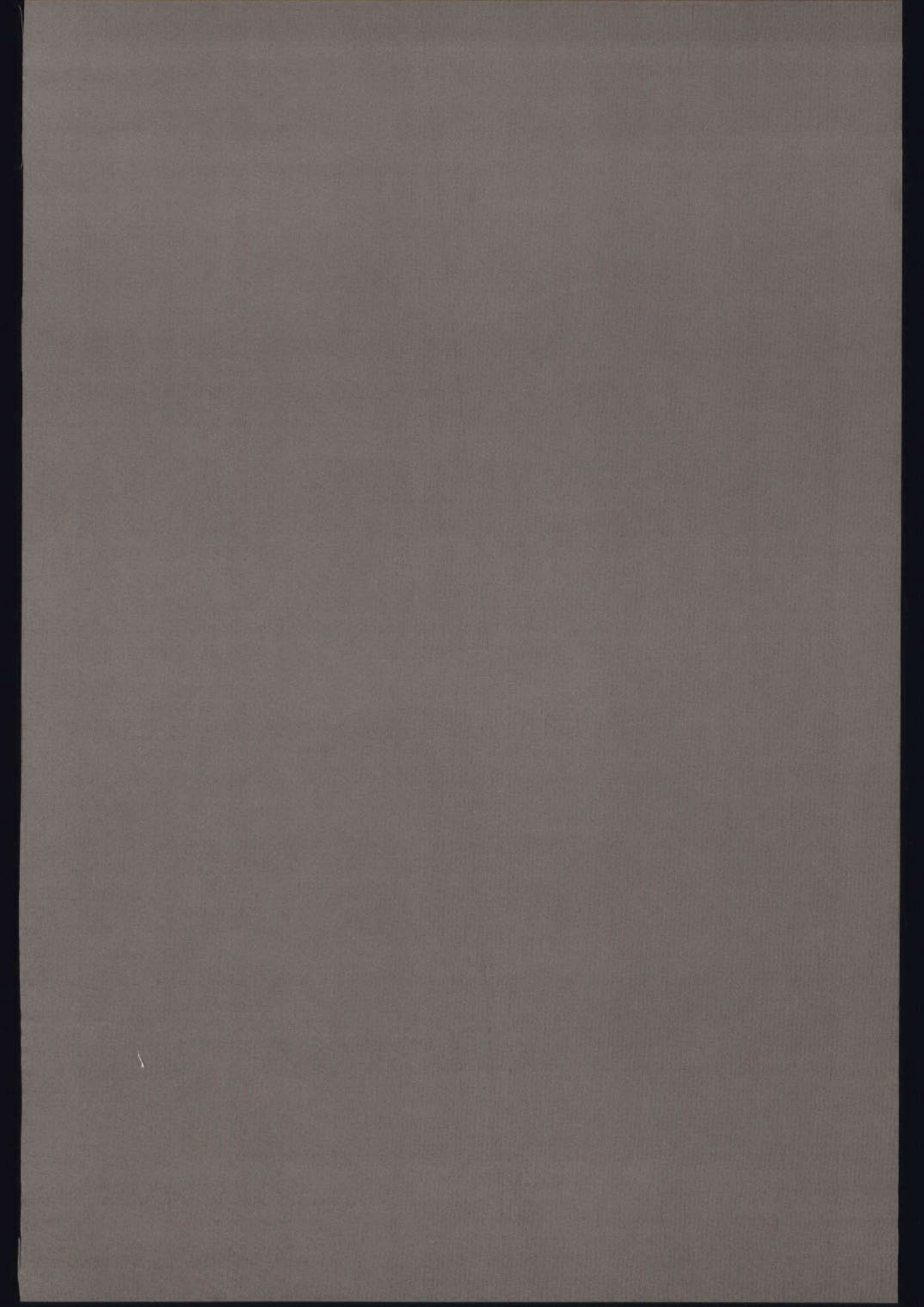
- 1 Door enerzijds het geringe aantal praktijkinstallaties in Nederland en anderzijds door de onvoldoende hoeveelheid meetgegevens van deze praktijkinstallaties kunnen conclusies uit deze studie alleen voorlopig zijn.
- 2 Het oppervlaktebeslag van helofytenfilters is -in vergelijking met andere systemen- zeer groot. Helofytenfilters zijn alleen geschikt voor de verwijdering van fosfaat uit inlaatwater, als het beschikbare oppervlak groot is en het gewenste rendement niet bijzonder hoog hoeft te zijn. Onder bepaalde omstandigheden kan een helofytenfilter door nalevering van fosfaat zelfs een verhoging van de fosfaatconcentratie in het ontvangende water als gevolg hebben.
- 3 Het rendement van fysisch-chemische defosfateringsinstallaties is in het algemeen aanzienlijk hoger dan van helofytenfilters: bij defosfateringsinstallaties bedraagt het rendement 50-85 %, bij helofytenfilters 0-65 %.
- 4 In de kosten van de fysisch-chemische verwijdering van fosfaat spelen de kosten voor de verwijdering en verwerking van het gevormde slib een overheersende rol. Ophoping van verontreiniging vindt plaats zowel door de toevoeging van chemicaliën als door de accumulatie van verontreinigingen uit het behandelde inlaatwater.
- 5 Eenvoudige defosfateringsinstallaties, waarbij het slib wordt bezonken in een afgeschermd gedeelte van het ontvangende oppervlaktewater, hebben aanzienlijk lagere investeringskosten dan uitgebreide installaties. De kosten die gemoeid zijn met het baggeren van het gevormde slib kunnen dit voordeel echter voor een groot deel teniet doen.
- 6 De kosten van de dosering van FeCl_3 vormen slechts een klein deel van de kosten van de fysisch-chemische fosfaatverwijdering. Het kan daarom zinvol zijn om een betere kwaliteit FeCl_3 te doseren. De kosten hiervan zijn slechts circa 30% hoger dan die van het gebruikelijke FeCl_3 . De hoeveelheid zware metalen in het slib -met name arseen- zal dan geringer zijn. De kosten van verwijdering en verwerking van het slib kunnen hierdoor aanzienlijk vermindert worden.
- 7 Een vlokkingfilter kan -bij geringe fractie opgelost fosfaat- een effectieve methode van fosfaatverwijdering zijn. De hogere investeringskosten van een vlokkingfilter worden voor een groot deel gecompenseerd door het lagere ijzerverbruik en de daarmee samenhangende lagere slibproductie.
- 8 Voor de dosering en flocculatie in defosfateringsinstallaties kunnen op basis van de momenteel in Nederland operationele installaties thans geen eenduidige richtlijnen voor het ontwerp worden gegeven. Als aan de voorwaarde voor snelle menging wordt voldaan ($G = 1000 - 5000$), lijkt de keuze van het doseringssysteem niet uit te maken. De beschikbare gegevens wekken de indruk dat de aanwezigheid van een flocculatie-voorziening in de vorm van een mengsloot of -kanaal te prefereren is boven het ontbreken ervan.

- 9 Voor de bezinking in oppervlaktewater is een bezinking in twee trappen met een oppervlaktebelasting van elk 0,3 m/h te prefereren boven een bezinking in één stap. Voor een bezinking in één stap is een waarde van minder dan 0,2 m/h aan te raden. Voor de bezinking in een bezinktank wordt 0,6 m/h aanbevolen.

REFERENTIES

- 1 Aalders J 1992. De zuivering van IJsselmeerwater met behulp van het DynaSand filter. Provincie Friesland, 1992.
- 2 Boers P C M & D T van der Molen 1993. Wat kunnen we verwachten van een vermindering van de fosfaatbelasting op meren? *H₂O* 26: 788-791 & 768.
- 3 Breukelaar A W, E H R R Lammens, J G P Klein Breteler & I Tátrai 1993. Effect van bodemwoelende vis op de waterkwaliteit. *H₂O* 26: 501-507 & 519.
- 4 Busnardo M J, R M Gersberg, R Langis, T L Sinicrope & J B Zedler 1992. Nitrogen and phosphorus removal by wetland microcosms subjected to different hydroperiods. *Ecological Engineering* 1: 287-307.
- 5 Claassen T & F Janssen 1992. Zuivering van oppervlaktewater door een rietpolder. *Landinrichting* 32 (5): 2-7.
- 6 Culp R L, G M Wesner & G L Culp 1978. *Advanced wastewater treatment*. Van Nostrand Reinhold, New York.
- 7 van Dalen J P 1993. Aluminium: een gevaar voor het aquatisch milieu? Werkdocument 93.164X, RIZA, Lelystad.
- 8 Derde Nota Waterhuishouding, SDU Uitgeverij, Den Haag, 1989, ISBN 9012063531.
- 9 van der Does J & P de Jong 1992. Integrale eutrofiëringsbestrijding in de Nieuwkoopse plassen verloopt succesvol. *H₂O* 25: 2-10.
- 10 Dolejs P 1993. Influence of algae and their exudates on removal of humic substances and optimal dose of coagulant. *Wat Sci Technol* 27 (11); 123-132.
- 11 Duel H & J K M te Boekhorst 1990. Helofytenfilters voor de verbetering van de kwaliteit van het oppervlaktewater in het landelijk gebied, een programmeringsstudie. TNO Studiecentrum voor Milieu-onderzoek, Delft 1990.
- 12 Duel H, R Duing & N de Geus 1991. De mogelijkheden van toepassing van helofytenfilters in het ruilverkavelingsgebied Melderslo. TNO-Rapport 91/ECO/06, Delft 1991.
- 13 Duel H, R Duing & R H G Jongman 1991. De mogelijkheden voor toepassing van helofytenfilters in Nederland. Instituut voor Ruimtelijke Organisatie TNO (INRO) Rapport nr 91/ECO/05. TNO, Delft.
- 14 Fetting J & H Ratnaweera 1993. Influence of dissolved organic matter on coagulation/flocculation of wastewater by alum. *Wat Sci Technol* 27 (11): 103-112.
- 15 Gleichman-Verheijen E C, W H van der Putten & L van Liere 1991. Afvalwaterzuivering met behulp van helofytenfilters in Nederland, een haalbaarheidsstudie. Instituut voor Oecologisch Onderzoek, Heteren.
- 16 Hutchinson G E 1975. *A treatise on limnology*. Wiley and Sons, New York 1975, pp 727-752.
- 17 van Iersel P B W & W J Rip 1992. Restoration of Botshol (The Netherlands) by reduction of external load: problem analyses and restoration methods. *Hydrobiol Bull* 25: 265-273
- 18 Kappers F I, R Klomp, A P Meijers, J K Visser & W H Willemsen 1978. De verwijdering van algen en fosfaten uit IJsselmeerwater door middel van flotatie. Rijksinstituut voor drinkwatervoorziening, rapport C.B.A.-78-03.

- 19 Keizer P 1990. Fosfaatvastlegging in helofytenfilters *In*: "Waterzuivering met helofytenfilters. Een verslag van twee themadagen over de toepasbaarheid van moerassystemen voor de zuivering van afvalwater en oppervlaktewater". DBW/RIZA nota nr. 90.014, pp 13-14.
- 20 Koppers H M M & J M Hofman 1982. Afvalproblematiek bij de bereiding van drinkwater. *H₂O* 575-580.
- 21 Kramer J P & J W Wouters 1991. DynaSandfiltratie in de drinkwaterbereiding. *H₂O* 24: 104-110.
- 22 Meijers A P 1974. Theorie vlokvorming. Mededeling no. 33 van het KIWA, Rijswijk 1974.
- 23 Van Melick M J 1975. Praktijk vlokvorming. Mededeling no. 39 van het KIWA, Rijswijk 1975.
- 24 Meuleman A F M 1993. Waterzuivering door moerassystemen. Onderzoek naar de water- en stofbalansen van het rietinfiltratieveld Lauwersoog. Vakgroep Botanische Ecologie en Evolutiebiologie, Universiteit Utrecht.
- 25 Rijs G B J & W H van der Putten 1990. Waterzuivering met helofytenfilters. *H₂O* 23: 361-363.
- 26 Rip W J, K Everards & A Houwers 1992. Restoration of Botshol (The Netherlands) by reduction of external nutrient load: the effects on physico-chemical conditions, plankton and sessile diatoms. *Hydrol Bull* 25: 275-286.
- 27 Sas H (ed) 1989. Lake restoration by reduction of nutrient loading: expectations, experiences, extrapolations. Academia Verlag, 1989, pp. 335-352.
- 28 Stortelder P B M & R Faasen 1992. Uniformering van normen voor water, waterbodem, bodem en grondwater een stap verder. *H₂O* 24: 666-670.
- 29 Tweede Kamer der Staten-Generaal 1993. Evaluatienota Water. Tweede Kamer, vergaderjaar 1993-94, 21250, nrs. 27-28.
- 30 Verstraelen P, J Wisserhof, Lj Rodic & R Eijsink 1992. Eutrophication control strategies for three shallow Vecht lakes in the province of North Holland. *Hydrobiologia* 233: 235-245.
- 31 Water Pollution Control Federation 1990. Natural systems for wastewater treatment. Manual of practice FD-16, Water Pollution Control Federation, Alexandria, VA, USA.
- 32 Wiegant W M, J W Mulder & B van der Veer 1994. Toepassing van algen voor de nazuivering van afvalwater en behandeling van seizoensgebonden bronnen. *H₂O* 27 (in druk).
- 33 Witteveen+Bos Raadgevende ingenieurs i.o.v. Hoogheemraadschap van Rijnland 1988. Defosfateringsinstallatie t.b.v. Nieuwkoopse plassen, definitief ontwerp.
- 34 Zuiveringschap Amstel- en Gooiland. Zuiveringinstallatie Naardermeer, Jaarverslag 1987.



BIJLAGE 1. In Nederland toegepaste systemen.

INHOUDSOPGAVE

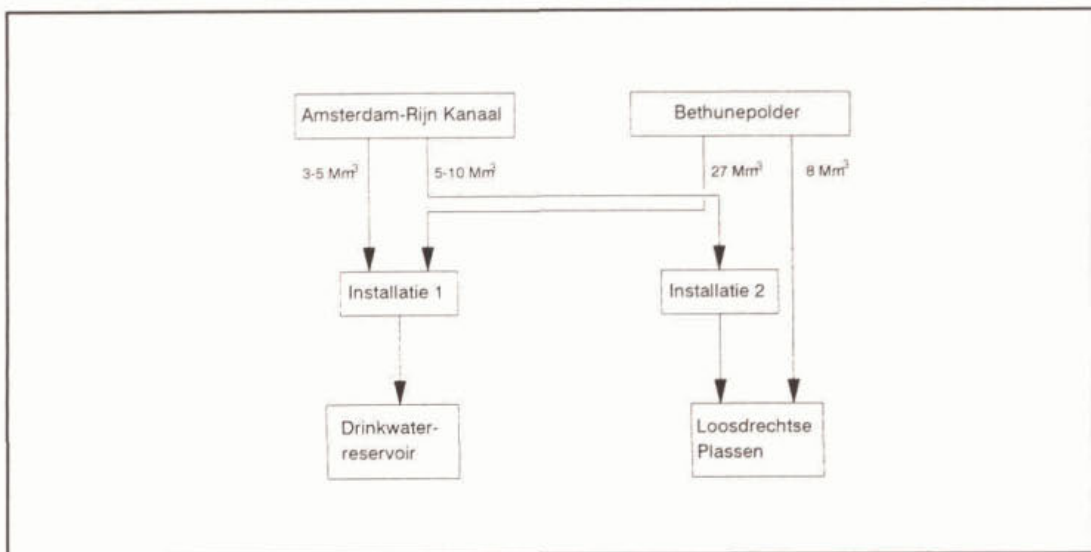
	blz
1 DE DEFOSFATERINGSINSTALLATIE VAN DE LOOSDRECHTSE PLASSEN	40
1.1 Algemene situatieschets	40
1.2 Beschrijving van het zuiveringswerk	40
1.3 Ontwerp-parameters	41
1.4 Bedrijfsresultaten	41
1.5 Slibproductie	42
2 DE DEFOSFATERINGSINSTALLATIE VAN DE BOTSHOL	43
2.1 Algemene situatieschets	43
2.2 Beschrijving van het zuiveringswerk	43
2.3 Ontwerp-parameters	44
2.4 Bedrijfsresultaten	45
3 DE DEFOSFATERINGSINSTALLATIE VAN DE GEERPLAS	47
3.1 Algemene situatieschets	47
3.2 Beschrijving van het zuiveringswerk	47
3.3 Ontwerp-parameters	47
3.4 Bedrijfsresultaten	48
4 DE DEFOSFATERINGSINSTALLATIE VAN DE NIEUWKOOPSE PLASSEN	50
4.1 Algemene situatieschets	50
4.2 Beschrijving van het zuiveringswerk	50
4.3 Ontwerp-parameters	52
4.4 Bedrijfsresultaten	52
5 DE DEFOSFATERINGSINSTALLATIE VAN HET NAARDERMEER	54
5.1 Algemene situatieschets	54
5.2 Beschrijving van het zuiveringswerk	54
5.3 Ontwerp-parameters	56
5.4 Bedrijfsresultaten	57
5.5 Slibproductie	58

1 DE DEFOSFATERINGSINSTALLATIE VAN DE LOOSDRECHTSE PLASSEN

1.1 Algemene situatieschets

De inname van water voor de drinkwaterbereiding vindt plaats vanuit een reservoir grenzend aan de Loosdrechtse Plassen. Het water dat hier ingelaten wordt is afkomstig uit de volgende bronnen:

- De Bethunepolder
- Het Amsterdam-Rijnkanaal, indien het wateraanbod vanuit de Bethunepolder niet toereikend is. Gewoonlijk is de verhouding tussen de waterhoeveelheden uit de Bethunepolder en het Amsterdam-Rijnkanaal 5:1. Zie figuur 7.



Figuur 7. Schematische weergave van de verdeling van inlaatwater voor de Loosdrechtse Plassen en voor aanvoer voor het drinkwaterbekken vanuit het Amsterdam-Rijnkanaal en vanuit de Bethunepolder.

1.2 Beschrijving van het zuiveringswerk

Het water komt het eerste bassin binnen via twee inlaatbakken. Dosering vindt plaats vanuit een doseringsraam in elk van de inlaatbakken. Een 35% FeCl₃-oplossing wordt gedoseerd vanuit tanks met een inhoud van 60-70 m³. In de aanvoerleiding en het raamwerk vindt recirculatie plaats teneinde de juiste stroomsnelheid in de leiding te verkrijgen.

Het effluent van het eerste bassin wordt via 2 x 3 pijpen (met een diameter tussen 600 en 800 mm) ingelaten in twee inlaatbakken. Hier vindt eventueel een tweede FeCl₃-dosering plaats via identieke doseringsramen. In het tweede bassin vindt alleen dosering plaats als naast water uit de Bethunepolder ook water van het Amsterdam-Rijnkanaal wordt ingelaten.

De twee bezinkbassins hebben elk een lengte van 90 m en een breedte van 80 m. In het midden van beide bassins is evenwijdig aan de stroomrichting een damwand gebouwd om de invloed van wind op het bezinkingsproces te verminderen.

Vlak voor de uitstroomopeningen van de inlaatbakken zijn enkele schotten geplaatst die kortsluitstromen voorkomen en de flocculatie bevorderen.

1.3 Ontwerp-parameters

In tabel 17 zijn de ontwerpgegevens van het zuiveringswerk samengevat.

Tabel 17. Samenvatting van de ontwerp-parameters van het zuiveringswerk voor het inlaatwater van de Loosdrechtse Plassen.

parameter	waarde	eenheid
jaarlijkse hoeveelheid		
Bethunepolder	27×10^6	m ³ /jaar
Amsterdam-Rijnkanaal	3.5×10^6	m ³ /jaar
maximaal debiet	3750	m ³ /uur
concentratie opgelost fosfaat	0,04 - 0,3	mg/l
concentratie totaal-fosfaat	0,3 - 0,6	mg/l
dosering van FeCl ₃		
water van Bethunepolder	7	mg Fe/l
water van B ¹ + ARK ²	12	mg Fe/l
ontwerpcriteria		
dosering		
hoogte waterval	0,5	m
flocculatie		
voorziening	geen	-
bezinking		
oppervlaktebelasting	0,26	m/h
verblijftijd	9,6	h
diepte	2,5	m
watersnelheid	18,75	m/h

- 1: Bethunepolder
2: Amsterdam-Rijnkanaal

1.4 Bedrijfsresultaten

De resultaten van de zuiveringsinstallatie worden gepresenteerd in tabel 18. In de zomer worden bij het water vanuit de Bethunepolder influentconcentraties van gemiddeld 0,6 mg P/l behandeld, met pieken tot 1,0 mg P/l.

Dat het rendement van de fosfaatverwijdering voor het inlaatwater van Bethunepolder en van het Amsterdam-Rijnkanaal hoger is dan dat voor het water van de Bethunepolder alleen, kan verklaard worden uit de veel hogere influentconcentraties. De effluentwaarden zijn bij benadering gelijk.

Tabel 18. Zuiveringsresultaten voor het water uit de Bethunepolder en de combinatie Bethunepolder en Amsterdam-Rijnkanaal

	influent	effluent	rendement
inlaatwater uit Bethunepolder			
orthofosfaat	0,041 mg P/l	0,01 mg P/l	± 70 %
totaal fosfaat	0,325 mg P/l	0,123 mg P/l	± 60 %
inlaatwater uit Bethunepolder en Amsterdam-Rijnkanaal			
orthofosfaat	0,3 mg P/l	0,07 mg P/l	97 %
totaal fosfaat	0,6 mg P/l	0,1 mg P/l	83 %

1.5 Slibproductie

Jaarlijks wordt er ongeveer 6000 m³ slib geproduceerd met een drogestofgehalte van 7 %. Dit komt neer op 420.000 kg droge stof per jaar. Dit slib bestaat uit ijzerzouten en bezonken zwevende stof uit het inlaatwater. De concentraties zwevende stof in het inlaatwater bedragen respectievelijk 4,5 mg/l en 30 mg/l voor inlaatwater uit de Bethunepolder en uit het Amsterdam-Rijnkanaal.

2 DE DEFOSFATERINGSINSTALLATIE VAN DE BOTSHOL

2.1 Algemene situatieschets

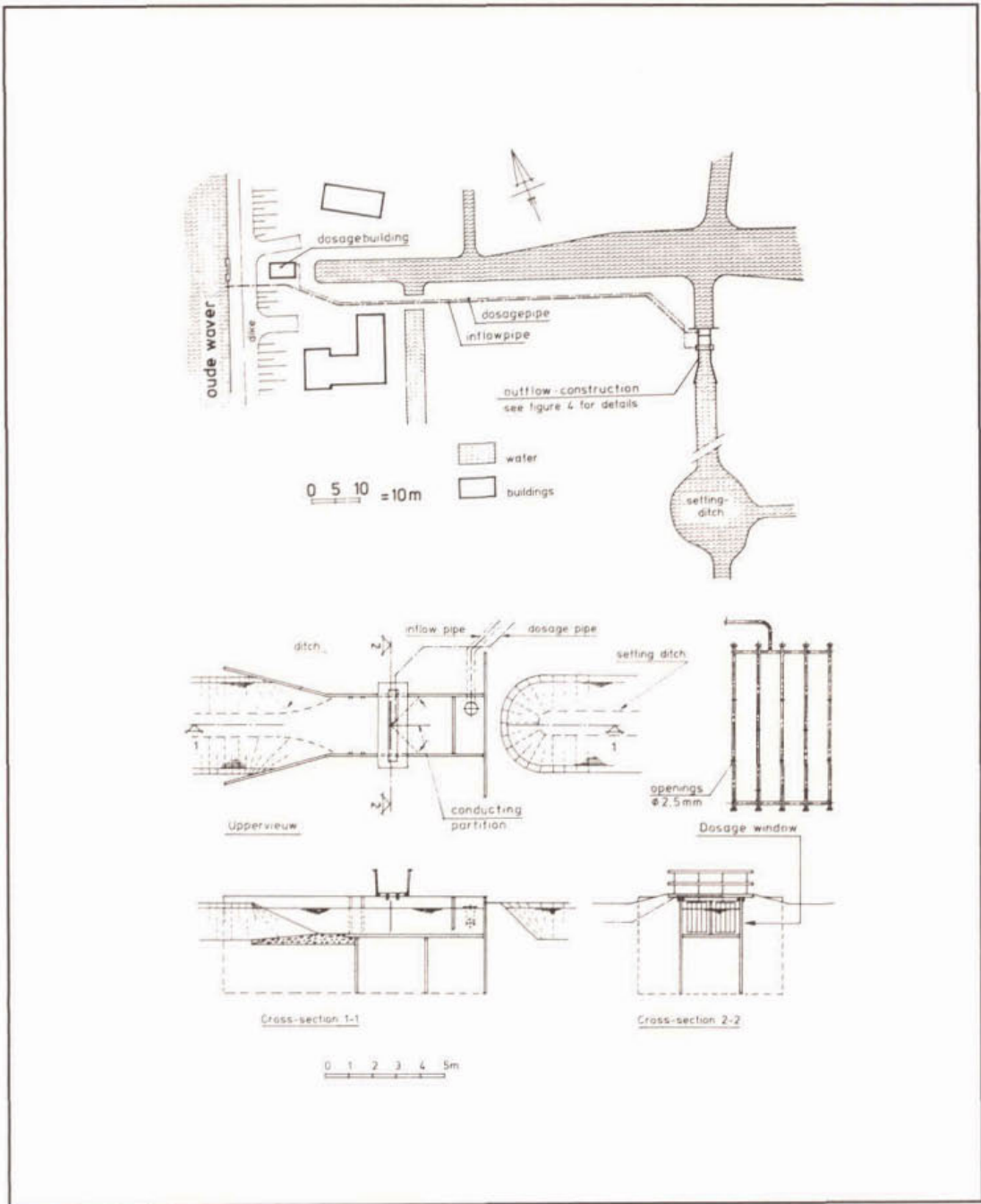
De hierna gebruikte gegevens zijn voor het grootste deel ontleend aan Van Iersel en Rip [17]. De polder Botshol ligt nabij Vinkeveen. Aan het noordwesten wordt de polder begrensd door het kanaaltje de Oude Waver; aan het noordoosten door andere watergangen. De zuidgrens wordt gevormd door een zware dijk tussen de polder Botshol en de polder Groot Mijdrecht; de oostgrens is een kleine dijk tussen de Botshol en de Vinkeveense plassen. Het oppervlak inclusief het landbouwgedeelte bedraagt 398 ha. De polder bevat 190 ha grasland, 58 ha rietland, 35 ha moeras, 13 ha heide en ruigten en 100 ha open water. Regenwater is de belangrijkste aanvoer voor de Botshol. De gemiddelde verblijftijd van het water in de Botshol bedraagt een half jaar. Het waterdeficiet in het zomerhalfjaar, dat wordt veroorzaakt door verdamping en wegzijging, wordt aangevuld vanuit de Oude Waver en door neerslag. Het landbouwgebied, dat veel fosfaat aanleverde, is volledig afgesloten van de Botshol.

In de meeste ondiepe wateren in Nederland begon de eutrofiëring in de vijftiger jaren. In de Botshol begon deze echter pas in de zeventiger jaren, waarschijnlijk doordat het aangevoerde water een hoog ijzergehalte had, zodat er reeds enige natuurlijke defosfatering optrad.

2.2 Beschrijving van het zuiveringswerk

Vanuit een doseergebouw wordt de FeCl_3 -oplossing getransporteerd via een pijpleiding. Op het moment van doseren mag de uitstroomsnelheid van het inlaatwater niet meer bedragen dan 8 cm/sec. De uitstroomsnelheid van de FeCl_3 -oplossing is kritisch voor de vorming van stabiele ijzerfosfaatvlokken. Om in het geval van wisselende debieten deze stroomsnelheden te kunnen handhaven, is een variabele schuif aangebracht. Na de dosering dient de watersnelheid verlaagd te worden tot ongeveer 1 cm/sec, zodat de vlokken kunnen bezinken. De bezinking wordt gerealiseerd in een aantal vrij brede sloten.

In figuur 8 is een overzicht gegeven van de defosfateringsinstallatie.



Figuur 8. Geschematiseerd overzicht van de defosfateringsinstallatie van de Botshol [17].

2.3 Ontwerp-parameters

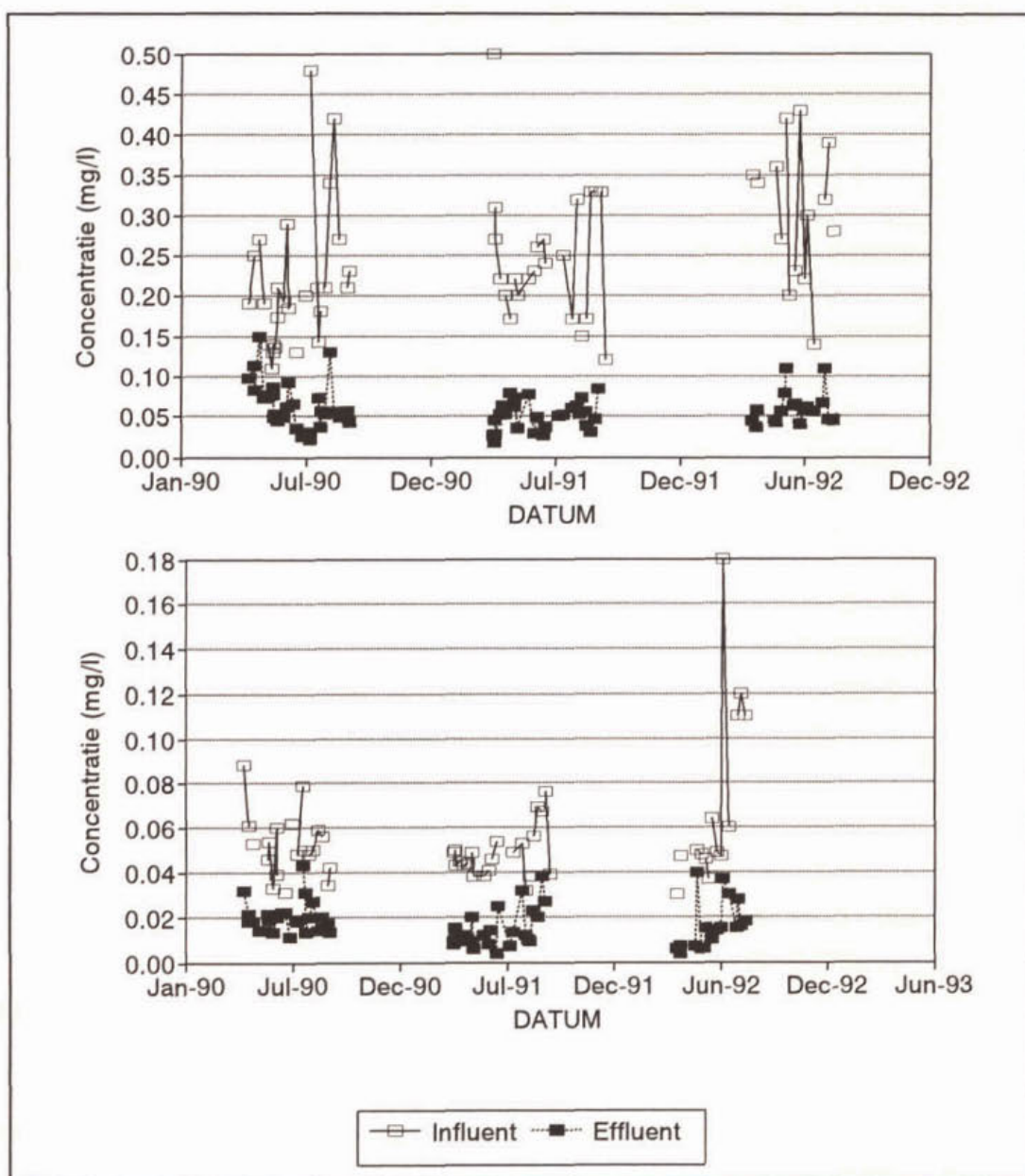
In tabel 19 zijn de ontwerpgegevens van het zuiveringswerk samengevat.

Tabel 19. Ontwerpparameters van de doseringsinstallatie van de Botshol.

parameter	waarde	eenheid
jaarlijkse hoeveelheid	2×10^6	m ³ /jaar
maximaal debiet	800	m ³ /uur
concentratie opgelost fosfaat	0,05 - 0,06	mg/l
concentratie totaal-fosfaat	0,22 - 0,29	mg/l
dosering van FeCl ₃	2,8	mg Fe/l
ontwerpcriteria		
gewenst rendement	70	%
dosering		
hoogte waterval	0,5	m
flocculatie		
voorziening	sloot	-
bezinking		
oppervlaktebelasting		
verblijftijd	0,15	m/h
diepte	17	h
horizontale watersnelheid	1,5	m
	36	m/h

2.4 Bedrijfsresultaten

Een overzicht van het rendement van de installatie is gegeven in figuur 9. Als gevolg van de relatief korte verblijftijd van het water in de Botshol, ongeveer een half jaar, heeft de werking van de defosfateringsinstallatie snel een effect op de fosfaatgehalten, op de algensamenstelling en op de samenstelling van het zooplankton [26].



Figuur 9. Concentratieverloop van totaal-fosfaat (boven) en ortho-fosfaat (onder) in influent (—□—) en effluent (-■-) van de defosfateringsinstallatie van de Botshol.

3 DE DEFOSFATERINGSINSTALLATIE VAN DE GEERPLAS

3.1 Algemene situatieschets

De installatie maakt deel uit van een geïntegreerd plan voor het terugdringen van de fosfaatbelasting van de Geerplas. De Geerplas is een deel van de Langeraaarse plassen. Maatregelen als hydrologische isolatie, baggeren van slib en de bouw van een defosfateringsinstallatie zijn genomen om de fosfaatbelasting te reduceren.

Inlaatwater voor de Geerplas is nodig in het zomerhalfjaar, wanneer verdamping en wegzijging een watertekort tot gevolg hebben. De maximale waterbehoefte hiervoor is geschat op 100 m³/uur bij een jaarlijkse behoefte van 10⁵ m³/jr.

In de installatie wordt gestreefd naar een effluentgehalte van minder dan 0,1 mg/l totaal-fosfaat. Dit komt overeen met een rendement van circa 85 %.

3.2 Beschrijving van het zuiveringswerk

IJzerchloride wordt gedoseerd in een mengbak van 8 m³ (voorzien van een menger) waarna het water zonder een speciale flocculatie-voorziening uitstroomt in een bezinkbassin van 150 x 8,5 m met een diepte van 0,5 m.

Na dit bezinkbassin doorloopt het water een helofytenfilter van 500 x 8 m. Het helofytenfilter is aangelegd als vloeiveld en beplant met riet en biezen. In 1990 zijn geleidingsschotten aangebracht om het water te dwingen het hele filter te doorlopen.

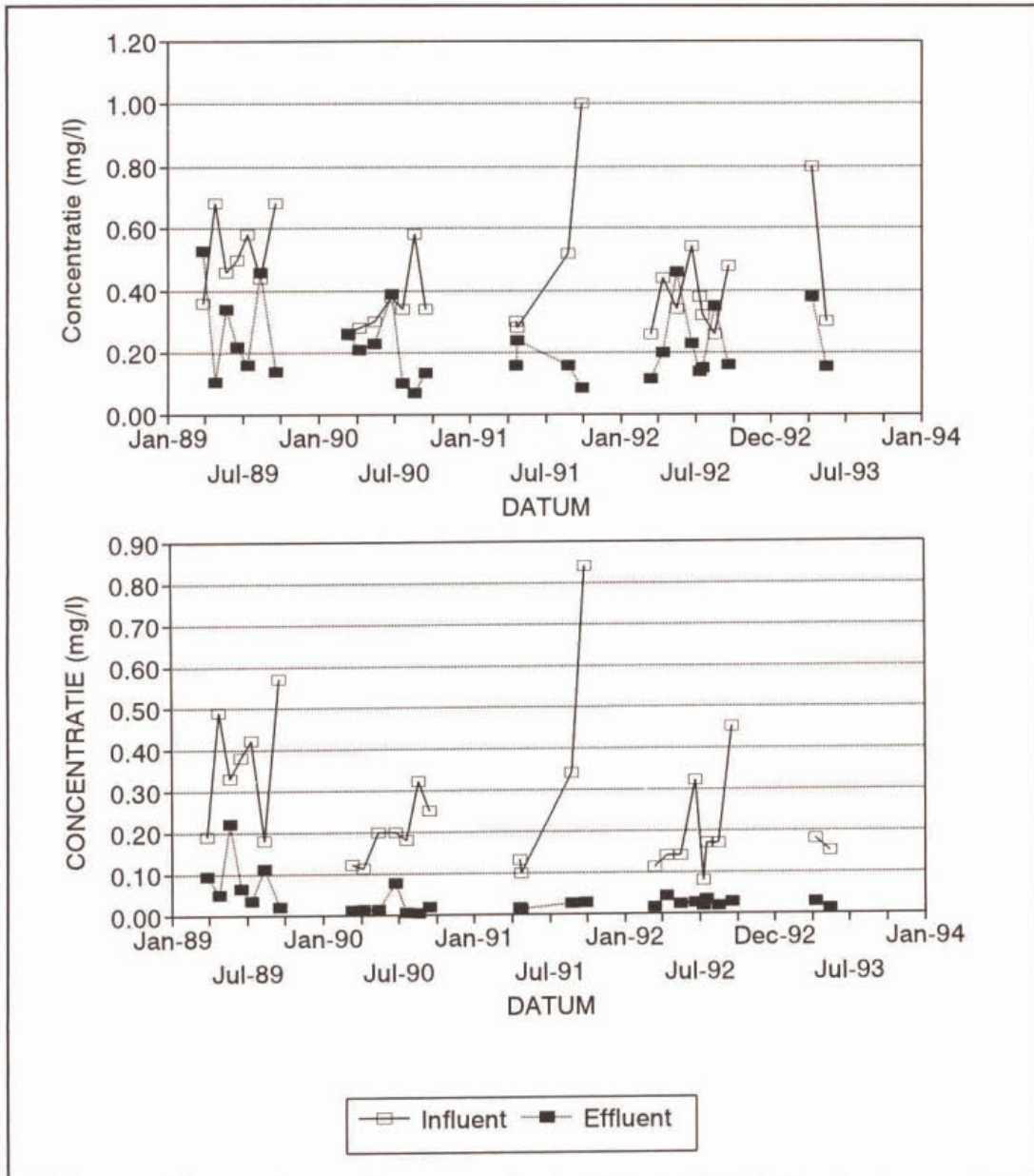
3.3 Ontwerp-parameters

Tabel 20. Ontwerpparameters van de doseringsinstallatie van de Geerplas.

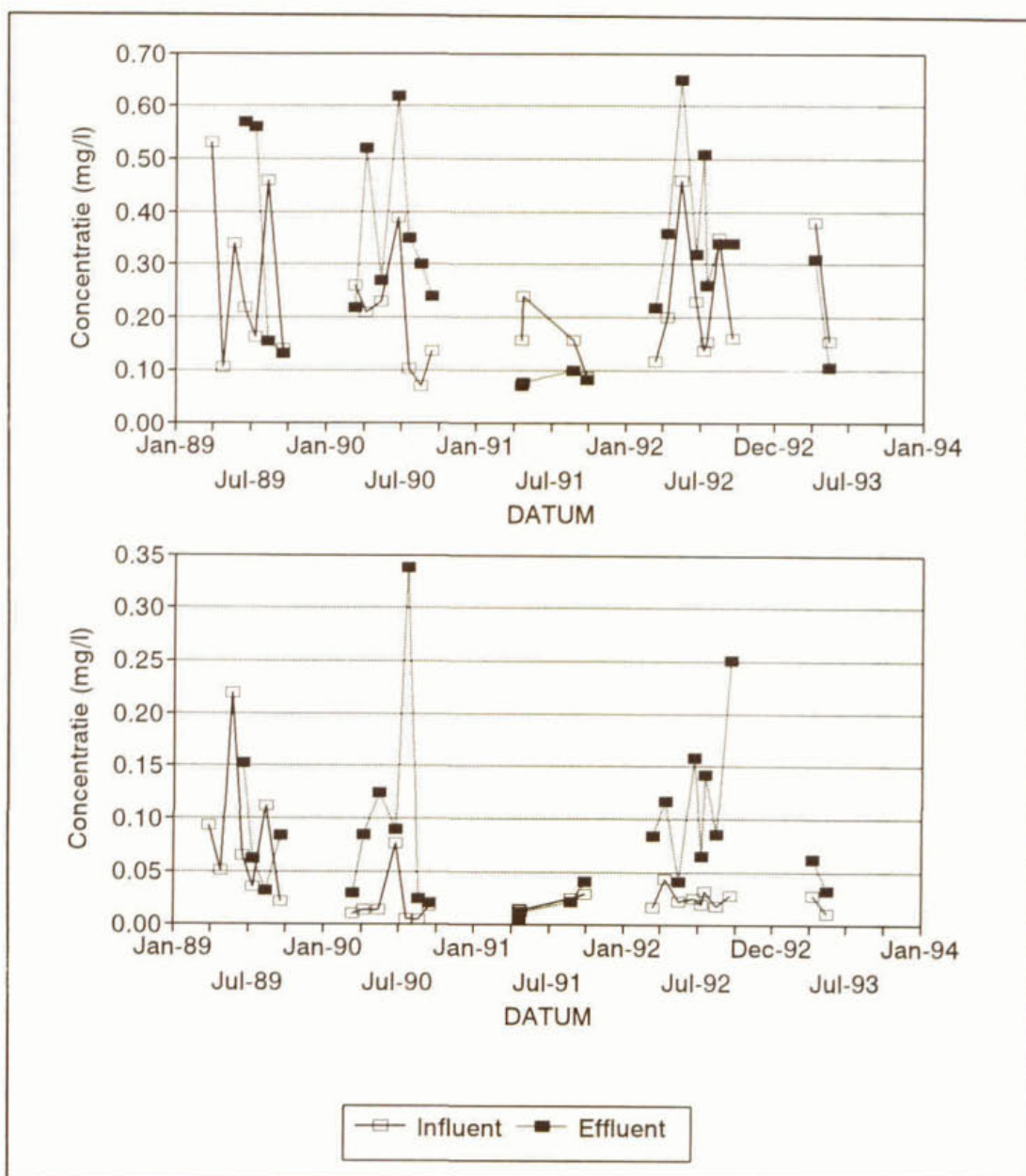
parameter	waarde	eenheid
jaarlijkse hoeveelheid	10 ⁵	m ³ /jaar
maximaal debiet	100	m ³ /uur
concentratie totaal-fosfaat	0,6	mg/l
dosering van FeCl ₃	5 - 10	mg Fe/l
ontwerpcriteria		
gewenst rendement	80-85	%
dosering		
volume mengbak	8	m ³
flocculatie		
voorziening	geen	-
bezinking		
oppervlaktebelasting	0,04 - 0,08	m/h
verblijftijd	6 - 12	h
diepte	0,5	m
horizontale watersnelheid	0,03 - 0,07	m/h

3.4 Bedrijfsresultaten

Een overzicht van het rendement van de installatie is gegeven in figuur 10. Het rendement van het helofytenfilter is gegeven in figuur 11.



Figuur 10. Concentratieverloop van totaal-fosfaat (boven) en ortho-fosfaat (onder) in influent (—□—) en effluent (- ■ -) van de defosfateringsinstallatie van de Geerplas.



Figuur 11. Concentratieverloop van totaal-fosfaat (boven) en ortho-fosfaat (onder) in influent (—□—) en effluent (- ■ -) van het helofyten-filter van de Geerplas.

4 DE DEFOSFATERINGSINSTALLATIE VAN DE NIEUWKOOPSE PLASSEN

4.1 Algemene situatieschets [9]

Het Nieuwkoopse plassengebied ligt binnen het beheersgebied van het hoogheemraadschap van Rijnland. Het gebied is in totaal circa 2.000 hectare groot. Het wordt gekenmerkt door grote open wateren, die zijn ontstaan door de invloed van wind en ijs in combinatie met te ver doorgevoerde veenwinning. De belangrijkste grote plassen zijn de Noord- en de Zuideinderplas van respectievelijk ongeveer 150 en 100 ha. Op talrijke plaatsen, onder andere in het centraal gelegen gedeelte, bevinden zich nog moerasvegetaties, ontstaan door verlanding van de petgaten.

Het Nieuwkoopse plassengebied is langwerpig tot niervormig en heeft een complexe hydrologie. Het polderpeil ligt ongeveer op NAP -1,52 m, 90 cm beneden Rijnlands boezempeil. De omringende polders liggen nog lager, in peil variërend van NAP -1,6 tot -5,6 m. Er vindt wegzijging plaats vanuit de Nieuwkoopse plassen naar de dieper gelegen polders. De toegestane peilfluctuaties in de Nieuwkoopse plassen zijn beperkt tot ongeveer 3 cm. Voornamelijk in de zomermaanden treedt er een watertekort op. Dit tekort wordt aangevuld vanuit de Oude Rijn bij Zwammerdam via de Ziende en een inlaat naast de Zientesluis. Een ander mogelijk inlaatpunt, de Woerdense Verlaat, levert een te hoog chloridegehalte.

Overtollig regenwater wordt alleen via het gemaal ter hoogte van de Zientesluis uitgemalen. De gemiddelde hoeveelheid water die jaarlijks wordt ingelaten was in 1986 8,4 miljoen m³, waarvan 3 miljoen m³ werd doorgevoerd naar de omliggende lager gelegen polders.

Het gebied bevat circa 20 onderbemalingen -van 10 tot 45 ha- gelegen in het 500 ha grote graslandgebied langs de Meije. Overtollig regenwater vanuit deze onderbemalingen wordt uitgeslagen op de Meije, die in open verbinding staat met het plassensysteem. Via een beperkt aantal verbindingssloten is er een gedeeltelijke uitwisseling mogelijk van water in de Meije met het noordelijker gelegen moerasgebied en de grote open wateren, voornamelijk de Zuideinderplas.

Door de relatief hoge ligging zijn in de omringende dijken op ongeveer 50 plaatsen grote en kleine duikers gemaakt, waarmee rond het plassengebied gelegen boerderijen met stoepsloten en delen van polders van water worden voorzien.

De grootste wateronttrekking bevindt zich in het noorden bij het glastuinbouwgebied de Noordse Buurt, waar water wordt ingelaten voor beregening en (vooral) voor doorspoeling. De langwerpige vorm van de Nieuwkoopse plassen en het samenvallen van het punt waarop zowel water wordt ingelaten als uitgemalen heeft tot gevolg dat de hoofdstroomrichtingen in de zomer en de winter tegengesteld zijn. Dit stromingspatroon veroorzaakt grote verschillen in de theoretische verblijftijd van het water in de Noord- en de Zuideinderplas, die vóór de sanering berekend is op respectievelijk 4 en 21 maanden. De gemiddelde waterdiepte is 2,75 m in beide plassen.

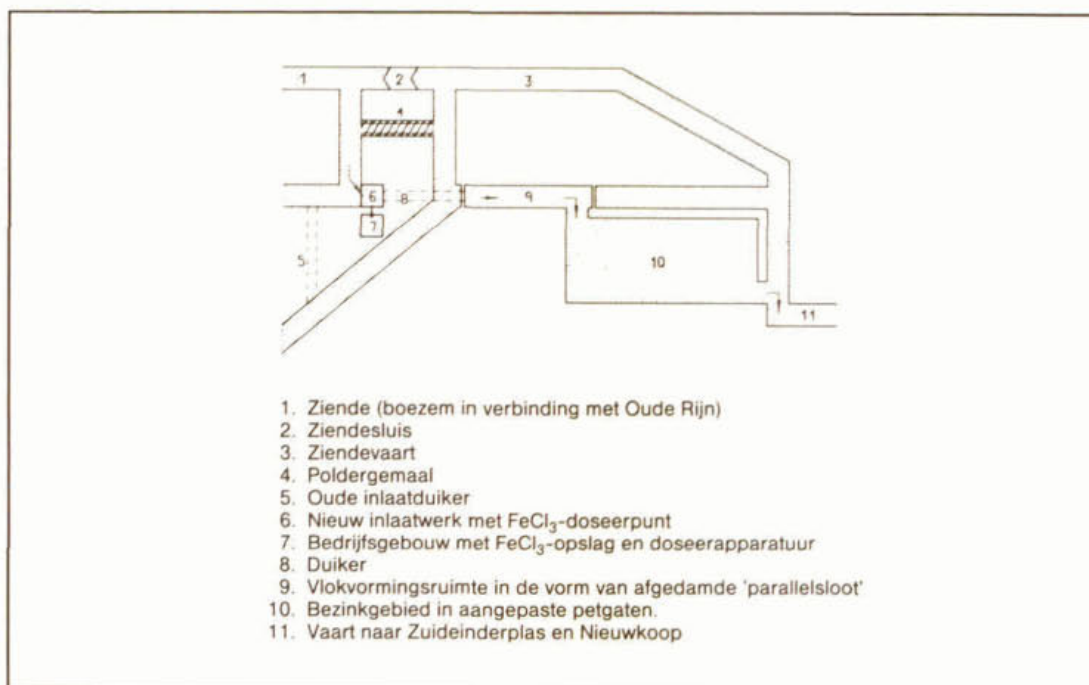
4.2 Beschrijving van het zuiveringswerk

De capaciteit van de installatie bedraagt 4000 tot 4700 m³/h. Bij de opzet en uitvoering van de installatie hebben de volgende specifieke randvoorwaarden een rol gespeeld:

- behandeling van het inlaatwater zonder de werking van het gemaal, de Zientesluis en de scheepvaart te hinderen;
- plaatselijke mogelijkheden voor opstelling van de installatie en gebruik van de bestaande watergangen en petgaten;
- beperkingen voor de aanvoer van chemicaliën (afgelegen locatie, B-weg);
- eenvoud van bediening en betrouwbare werking;
- harmonieuze inpassing in het polderlandschap en veengebied;
- beperkte investeringen en bedrijfskosten.

De wijze van dosering en bezinking is mede gebaseerd op de ervaringen van de Dienst Gemeentewaterleidingen Amsterdam bij de defosfatering te Loosdrecht. Defosfateringsrendementen en de benodigde ijzerdosering zijn van te voren vastgesteld in bekersglasproeven.

In de installatie wordt gestreefd naar een effluentconcentratie van minder dan 0,07 mg/l totaal-fosfaat. Dit komt overeen met een rendement van circa 90%.



Figuur 12. Situatieschets van de defosfateringsinstallatie van de Nieuwkoopse plassen [9].

Een situatieschets van de installatie is gegeven in figuur 12. De installatie bestaat uit de volgende onderdelen:

- bedrijfsgebouw en doseerstation nabij de Zientesluis, met 2 x 20 m³ FeCl₃-opslag, defosfateringsinstallatie en randapparatuur;

- inname van inlaatwater vanuit de Zinde door een inlaatwerk met motorschuif en FeCl_3 -doseerpunt; een 100 m lange 900 mm diam. transportleiding onder het Mallegat en uitstroming (met pH-bewaking) in de afgedamde parallelsloot;
 - vlokvorming tijdens het transport van het water via de 1 km lange parallelsloot naar het bezinkgebied;
 - bezinking van het slib in drie tot bezinkruimte aangepaste petgaten, met een gezamenlijk oppervlak van ca. 11.000 m² en een diepte van 3.5 m.
- Het bezonken slib dient eens per één à twee jaar verwijderd te worden.

4.3 Ontwerp-parameters

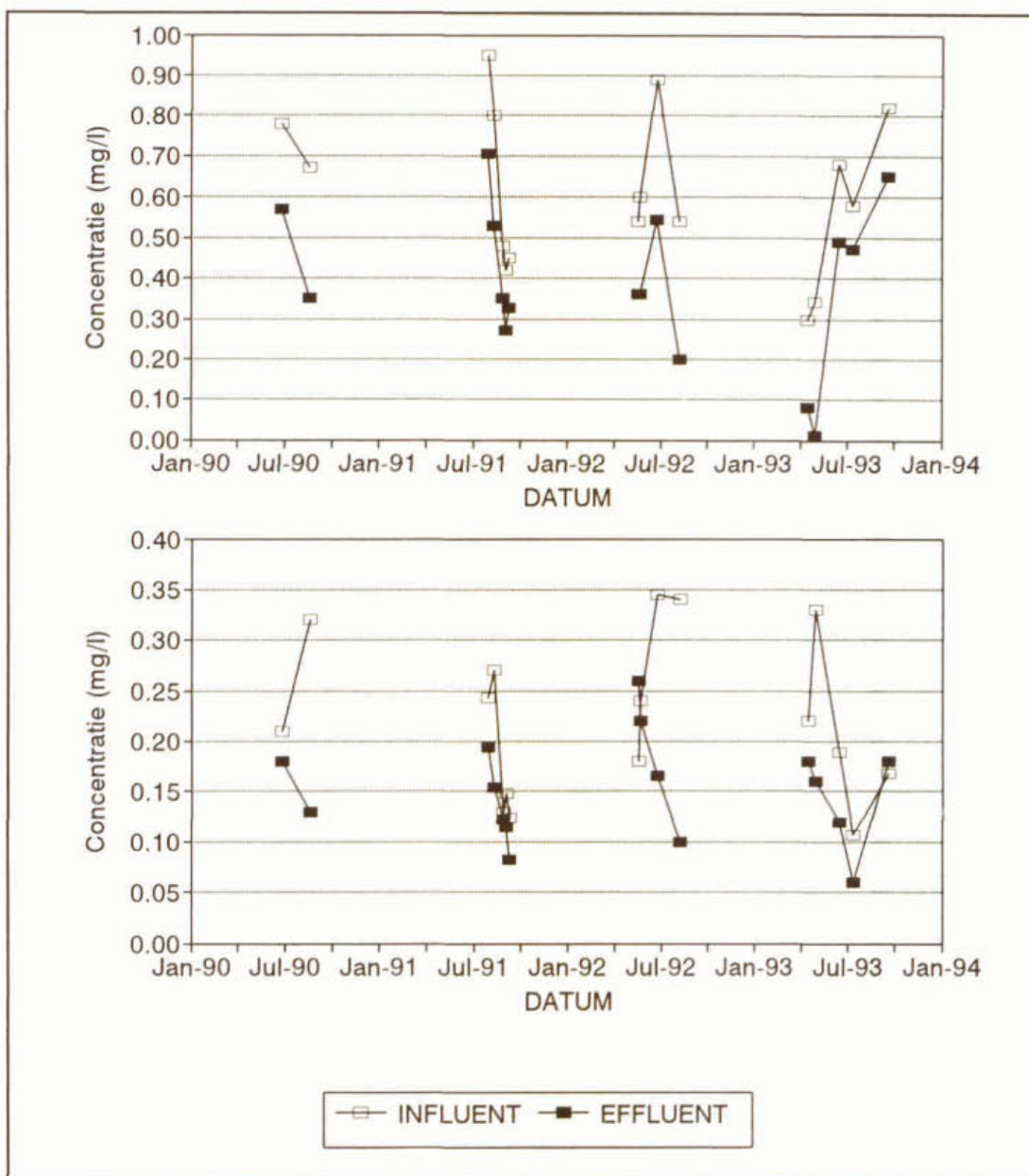
De ontwerpparameters van de installatie van de Nieuwkoopse plassen zijn weergegeven in tabel 21.

Tabel 21. Ontwerpparameters van de doseringsinstallatie van de Nieuwkoopse plassen.

parameter	waarde	eenheid
jaarlijkse hoeveelheid	$5,5 \times 10^6$	m ³ /jaar
maximaal debiet	170	m ³ /h
concentratie totaal-fosfaat	0,7	mg/l
dosering van FeCl_3	10	mg Fe/l
ontwerpcriteria		
gewenst rendement	90	%
dosering		
hoogte waterval	0,5	m
flocculatie		m/h
voorziening	kanaal	
GT-waarde	± 54.000	-
bezinking		
oppervlaktebelasting	0,35	m/h
verblijftijd	7	h
diepte	3,5	m

4.4 Bedrijfsresultaten

Een overzicht van het concentraties van fosfaat in in- en effluent is gegeven in figuur 13.



Figuur 13. Concentratieverloop van totaal-fosfaat (boven) en ortho-fosfaat (onder) in influent (—□—) en effluent (- ■ -) van de defosfateringsinstallatie van de Nieuwkoopse plassen.

5 DE DEFOSFATERINGSINSTALLATIE VAN HET NAARDERMEER

5.1 Algemene situatieschets

De waterbalans van het Naardermeer wordt bepaald door neerslag, verdamping, door kwel van zoet grondwater vanuit het Gooi, door wegzijging vanuit het Naardermeer naar de omliggende laaggelegen landbouwgronden en de afwatering via de Uitwateringstocht op de Vecht. In het belang van het beheer van het Naardermeer is een constant peil wenselijk. Het streefpeil bedraagt NAP -1,0 m. Het Naardermeer bestaat uit drie bekkens; het grootste is het Groote Meer, de twee overige heten Bovenste Blik en Veertigmorgen.

Twee oorzaken hebben geleid tot steeds lagere peilen, met name in de zomerperiodes:

- toenemende winning van grondwater voor de drinkwatervoorziening in het Gooi;
- toenemende wegzijging van water uit het Naardermeer naar de omliggende landbouwgronden, als gevolg van verlaging van de grondwaterstanden.

In het begin van de jaren tachtig is besloten het Naardermeer te suppleren met water uit het IJmeer, aan te voeren via de Vecht (over ± 1 km) en via de Uitwateringstocht (over ± 4 km). In 1981 bedroeg de gemiddelde P-totaal zomerconcentratie op het IJsselmeer 0,31 mg/l, de gemiddelde winterconcentratie 0,48 mg/l. Het aangevoerde water wordt gedefosfateerd met behulp van een fysisch-chemische defosfateringsinstallatie.

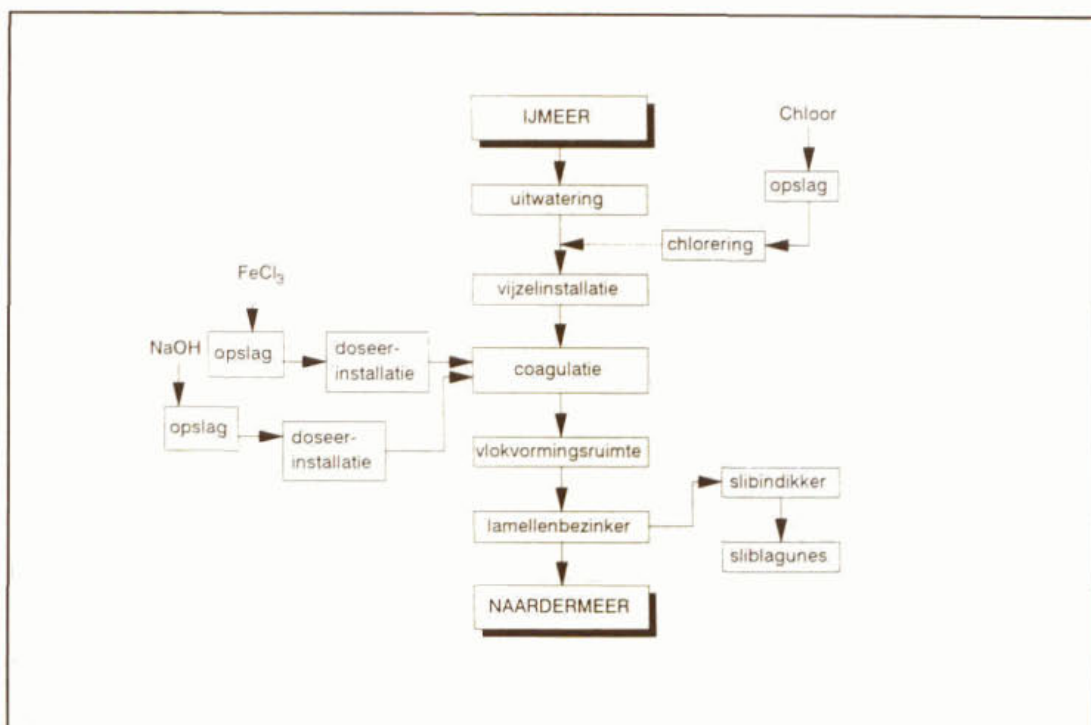
De installatie, gelegen aan de Uitwateringstocht op ongeveer 1 km van het inlaatpunt naar het Groote Meer, is sinds 1985 in bedrijf. Aanvoer van water vindt plaats in de periode met een neerslagtekort; gewoonlijk is dit van april tot en met september. De per jaar aangevoerde hoeveelheid water varieert sterk, van 624.000 m³ in 1987 tot 2.234.900 m³ in 1990. Aanvoer vindt plaats vanuit het IJmeer.

In de loop van de jaren tachtig zijn de concentraties P-totaal en P-ortho in het IJmeer aanzienlijk gedaald (in 1990 bedroeg de gemiddelde P-tot zomerconcentratie op het IJsselmeer 0,15 mg/l, de gemiddelde winterconcentratie 0,20 mg/l). De P-totaal concentratie van het influent naar de installatie is, afgezien van enkele incidentele pieken, lager dan 0,1 mg/l.

In de installatie wordt gestreefd naar een effluentconcentraties van totaal-fosfaat lager dan 0,05 mg P/l.

5.2 Beschrijving van het zuiveringswerk

De installatie bij het Naardermeer is de enige uitgebreide installatie in Nederland voor de verwijdering van fosfaat uit oppervlaktewater. Bij deze installatie wordt geen gebruik gemaakt van natuurlijke bezinkruimten. De installatie is opgebouwd uit de onderdelen, zoals geschematiseerd weergegeven in figuur 14.



Figuur 14. Schematische weergave van de zuiveringsinstallatie van het Naardermeer.

De installatie is werkzaam in de periode van maart tot augustus. De hoeveelheid te behandelen water is afhankelijk van de regenval en de verdamping. Er wordt naar gestreefd een constant waterpeil in het Naardermeer te handhaven.

Inlaat van water vindt plaats via een put met daarin een rooster met spleetwijdte 15 mm, een duikschot en een chloordosering. Deze chloordosering vindt incidenteel plaats om aangroei van algen en mosselen te voorkomen. Vervolgens wordt het water via een leiding naar een vijzel gevoerd, waarna het verder onder vrij verval de zuiveringsinstallatie doorloopt. De vijzel had aanvankelijk twee vaste capaciteiten, 300 en 600 m³/h, maar is later vrij instelbaar gemaakt tussen deze twee capaciteiten.

Het ijzer wordt gedoseerd in de vorm van FeCl₃. Dit wordt eerst verdund en vervolgens via een boven een waterval (van 1,5 m hoogte) gemonteerde verdeelpijp gedoseerd. Kort na de waterval vindt met behulp van natronloog een pH-correctie plaats. Daarna doorloopt het water zes in serie geschakelde mengruimten van 5 x 2,5 x 2,5 m, waar de vlokvorming wordt gerealiseerd. Deze mengruimten zijn alle voorzien van een roerwerk dat bij de achtereenvolgende mengruimten steeds minder energie aan het water toevoert.

De afscheiding van de gevormde vlokken vindt plaats in drie parallelle opwaarts doorstroomde lamellenbezinkers, met een oppervlaktebelasting van 1,2 m/h bij hoog, en 0,6 m/h bij laag debiet. De effectiviteit van de bezinking wordt continu gecontroleerd met behulp van een troebelheidsmeting. Vervolgens stroomt het water het Naardermeer in.

Het in de lamellenbezinkers afgescheiden slib wordt verpompt naar een slibindikker van 9 x 5,85 x 3 m. Na ingedikt te zijn, wordt het slib via een wormpomp verpompt naar vier slibindiklagunes met een vulhoogte van 0,7 m en een totaal oppervlak van 6500 m².

5.3 Ontwerp-parameters

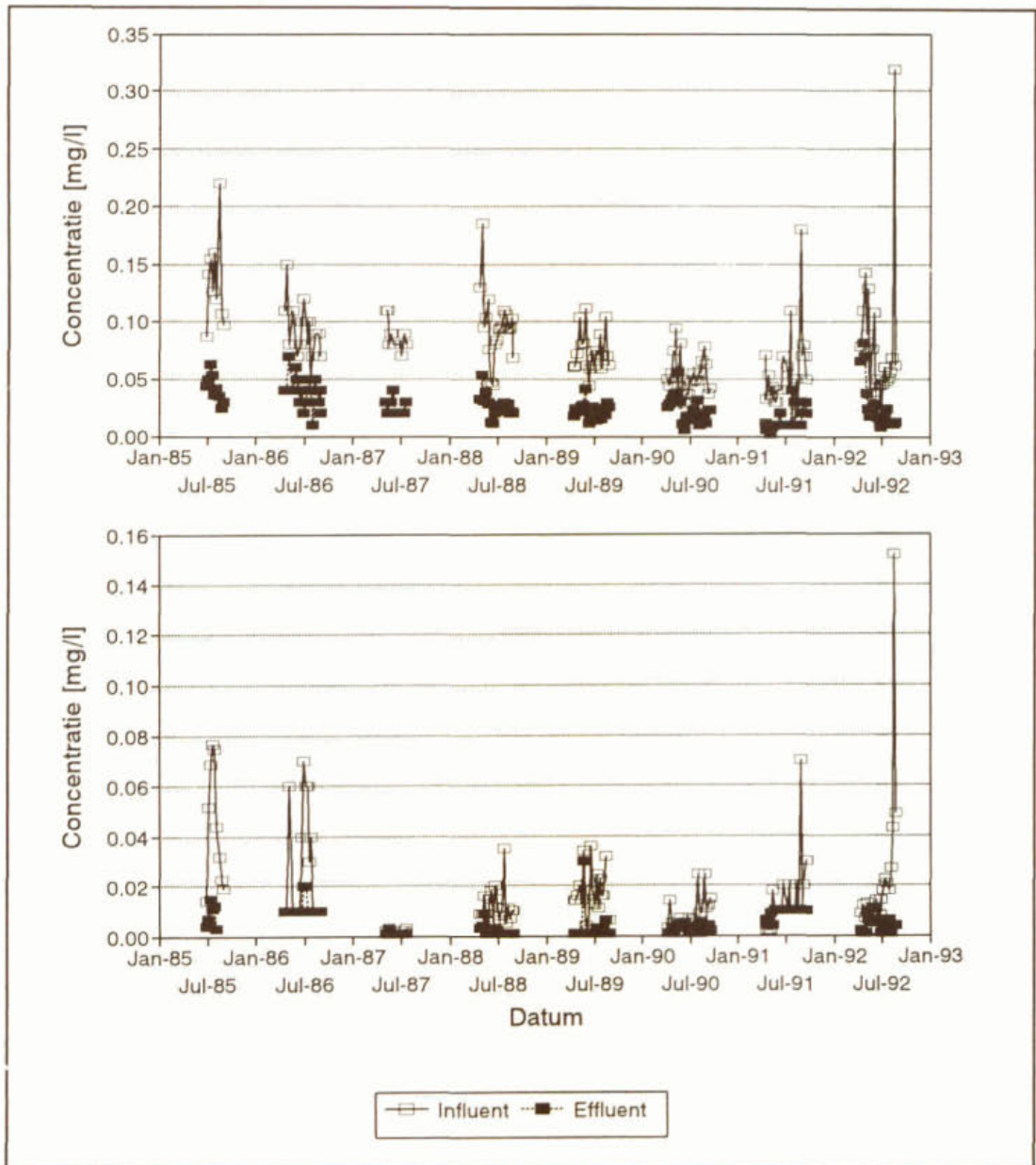
De ontwerp-parameters van de installatie in het Naardermeer zijn samengevat in tabel 22.

Tabel 22. Ontwerp-parameters van de zuiveringsinstallatie van het Naardermeer.

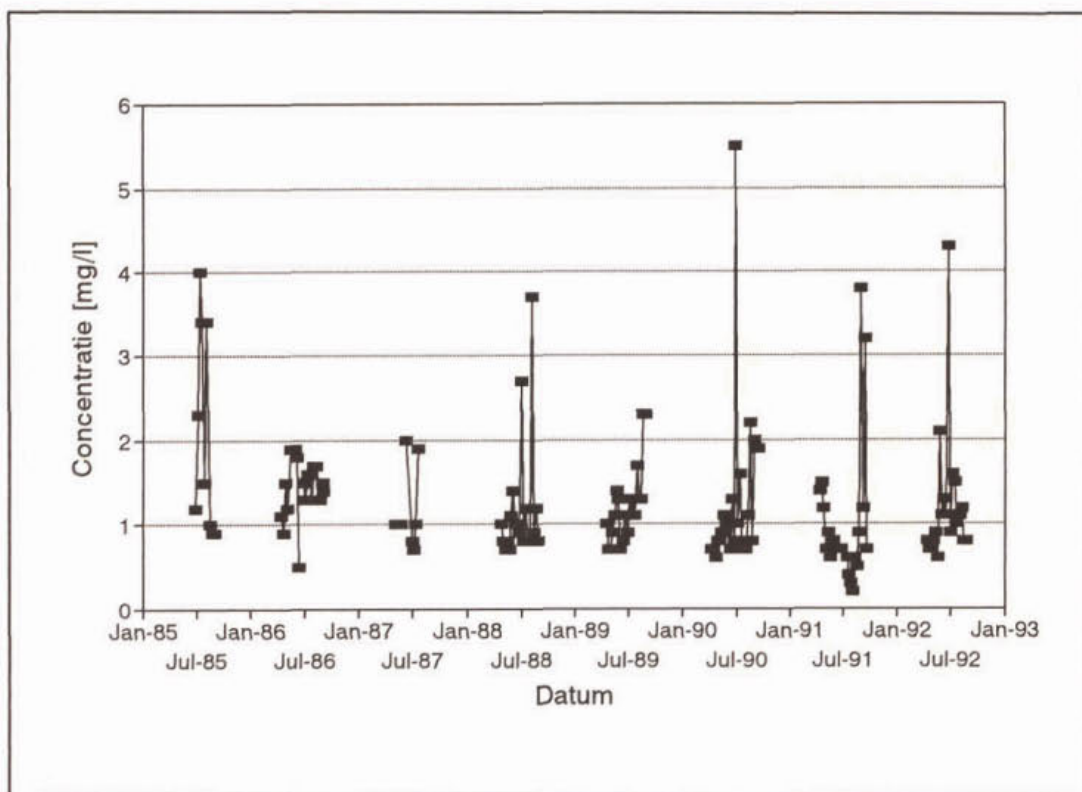
parameter	waarde	eenheid
jaarlijkse hoeveelheid	27 · 10 ⁶	m ³ /jaar
maximaal debiet	300 - 600	m ³ /uur
dosering van FeCl ₃	15	mg Fe/l
ontwerpcriteria		
gewenst rendement	± 65	%
dosering		
hoogte waterval	1,5	m
flocculatie		
voorziening	mengers	-
aantal	6	-
mengenergie	resp. 117, 96, 58, 58, 27 en 27	s ⁻¹
bezinking		
oppervlaktebelasting	0,6 - 1,2	m/h
verblijftijd	± 0,3	h
aantal lamellen	280	-
afmeting lamellen	1,25 x 2,50	m
indikker		
afmetingen	9 x 5,85 x 3	m
lagunes		
aantal	4	-
oppervlak	1625	m ²
diepte	0,7	m

5.4 Bedrijfsresultaten

Het concentratieverloop van P-totaal en P-ortho van het influent en het effluent van de zuiveringsinstallatie staan weergegeven in figuur 15. Het ijzergehalte in het effluent is weergegeven in figuur 16.



Figuur 15. Concentratieverloop van totaal-fosfaat (boven) en ortho-fosfaat (onder) in influent (—□—) en effluent (- ■ -) van de defosfateringsinstallatie van het Naardermeer.



Figuur 16. Verloop van de Fe³⁺-concentratie in het effluent van de defosfateringsinstallatie van het Naardermeer.

5.5 Slibproductie

De slibproductie van de installatie bij het Naardermeer is, in tegenstelling tot die bij de overige defosfateringsinstallaties, goed bekend. Gegevens met betrekking tot de slibproductie zijn samengevat in tabel 23.

Tabel 23. De slibproductie van de defosfateringsinstallatie bij het Naardermeer.

jaar	Fe mg/l	water 10 ³ m ³	slib ton DS	slib mg DS/l	slib/Fe kg DS/kg Fe
1987	15,1	624	56	89,1	5,9
1988	16,4	1305	127	97,3	5,9
1989	15,5	1752	191	109,1	7,0
1990	15,3	2234	137	61,4	4,0
1991	14,8	1860	155	83,3	5,6
1992	14,7	1445	48	33,2	2,3

BIJLAGE 2: Kosten van defosfateringsinstallaties

INHOUDSOPGAVE

	blz	
1	UITGANGSPUNTEN VOOR KOSTENBEREKENINGEN	60
2	STICHTINGSKOSTEN	60
	Dimensioneringsvariabelen	60
	Eenvoudige installatie	61
	Uitgebreide installatie	61
	Vlokkingsfilter	62
3	EXPLOITATIEKOSTEN	63
	Slib	63
	Overige	63
	Berekening van de exploitatiekosten	63

1 UITGANGSPUNTEN VOOR KOSTENBEREKENINGEN

De algemene uitgangspunten voor de kostenberekeningen betreffen kapitaalslasten, grondkosten, personeelslasten, energiekosten en de berekende toeslagen. Alle kosten zijn berekend op het prijspeil 1994.

Voor de vaststelling van de totale investeringskosten zijn over de kale investeringen de volgende opslagpercentages berekend:

- advieskosten
 - 15% over investeringen tussen f 500.000,-- en f 3.000.000,--
 - 12% over investeringen boven f 3.000.000,--
- bouwrente: 5%
- onvoorzien: 10%
- winst/risico verzekering: 2%

Voor de berekening van de kapitaalslasten zijn de volgende uitgangspunten gehanteerd:

- afschrijvingstermijn 20 jaar;
- rentevoet 6%
- afschrijving op annuïteitsbasis.

Voor de berekening van de variabele kosten van de verschillende systemen zijn de volgende uitgangspunten gehanteerd:

- onderhoudskosten: 1,0 % over investeringen + opslagkosten;
- kosten ijzerchloride (als 41% FeCl₃)
 - f 220,-- in bulk
 - f 400,-- normaal
- energiekosten: f 0,15 per kWh.
- personeelskosten: f 70.000,-- per mensjaar

2 STICHTINGSKOSTEN

Dimensioneringsvariabelen

Debiet

Het debiet van de afvalwaterstroom is de belangrijkste factor met betrekking tot de dimensionering van de installatie. Bij de berekeningen is uitgegaan van debieten van gemiddeld 100, 300 en 1000 m³/h.

Concentraties

De concentraties zwevende stof, fosfaat, chloride, en humuszuren zijn bepalend voor het verbruik aan vlokmiddel. Bij de berekeningen is uitgegaan van een dosering van 10 mg/l Fe³⁺ voor doseerinstallaties en 3 mg/l Fe³⁺ voor vlokkingfiltratie. Er is uitgegaan van een slibproductie van 60 mg/l voor een doseerinstallaties en 40 mg/l bij vlokkingfiltratie.

Bedrijf

Een defosfateringsinstallatie voor suppletiewater wordt doorgaans slechts gedurende een deel van het jaar gebruikt. In het vervolg wordt uitgegaan van 180 dagen bedrijf per jaar.

Grond

Bij de berekeningen zijn geen kosten voor de verwerving van grond opgenomen.

Eenvoudige installatie

Een eenvoudige installatie, waarbij een deel van het ontvangende oppervlaktewater voor de bezinking wordt gebruikt, bestaat in principe uit niet veel meer dan een doseerinstallatie. Er dient echter te worden uitgegaan van extra kosten voor het realiseren van flocculatie en bezinking. Voor flocculatie is uitgegaan van een sloot met een verblijftijd van een half uur; voor de bezinking is uitgegaan van het uitdiepen met 0,5 m over de gehele oppervlakte van het bezinkgedeelte. Hierbij is uitgegaan van een oppervlaktebelasting van 0,2 m³/h. De onderdelen van de installatie zijn gegeven in tabel 24.

Ter vergelijking: de installatie van de Botshol (800 m³/h maximaal, 470 m³/h gemiddeld) heeft bij de bouw in 1986 f 240.000,-- gekost, die van de Nieuwkoopse plassen (voor 4000 m³/h maximaal; bouw in 1987) f 1.100.000,--.

Tabel 24. Onderdelen en prijzen van een eenvoudige doseerinstallatie in NLG.

onderdeel	debiet m ³ /h	200 maximaal 100 gemiddeld	600 maximaal 300 gemiddeld	2000 maximaal 1000 gemiddeld
opvoervoorziening		16.000	20.000	30.000
opslag FeCl ₃		10.000	40.000	40.000
doseerraam		1.000	2.000	3.000
pompen		9.000	25.000	70.000
flocculatie		8.000	15.000	30.000
bezinkgedeelte		30.000	90.000	250.000
elektrotechnisch		15.000	30.000	60.000
leidingen		10.000	20.000	30.000
gebouwtje		15.000	25.000	60.000
TOTAAL		114.000	267.000	573.000
INCL OPSLAGEN + BTW		250.000	440.000	950.000
kapitaalslasten per m ³		0,038	0,030	0,019

Uitgebreide installatie

Een uitgebreide installatie is opgebouwd uit onderdelen zoals aangegeven in tabel 25. Er is slechts één voorbeeld van een uitgebreide doseerinstallatie. Deze heeft, bij een maximaal debiet van 600 m³/h en een gemiddeld debiet van 480 m³/h bij de bouw in 1985 circa f 2.500.000,-- gekost.

Tabel 25. Kosten van een uitgebreide installatie in NLG.

onderdeel	debiet m ³ /h	200 maximaal 100 gemiddeld	600 maximaal 300 gemiddeld	2000 maximaal 1000 gemiddeld
opvoergemaal		20.000	40.000	60.000
opslag FeCl ₃		10.000	40.000	40.000
doseerraam		1.000	2.000	3.000
pompen		9.000	25.000	70.000
mengbuis		10.000	21.000	62.000
flocculatie + mixers		70.000	210.000	700.000
lamellenbezinker		165.000	410.000	810.000
indikker		55.000	110.000	275.000
sliblagune		35.000	110.000	335.000
elektrotechnisch		43.000	43.000	43.000
leidingen		33.000	60.000	140.000
gebouw		135.000	510.000	1.700.000
TOTAAL		586.000	1.581.000	4.238.000
INCL OPSLAGEN + BTW		970.000	2.610.000	6.990.000
kapitaalslasten per m ³		0,195	0,175	0,141

Vlokkingsfilter

Met vlokkingsfiltratie in continue zandfilters zijn in Nederland alleen nog experimenten op pilot-schaal uitgevoerd. De nu volgende berekening kan slechts als indicatief worden gezien (zie tabel 26).

Tabel 26. Kosten van een continu vlokkingsfilter in NLG.

onderdeel	200 maximaal 100 gemiddeld	600 maximaal 300 gemiddeld	2000 maximaal 1000 gemiddeld
dosering FeCl ₃	10.000	25.000	70.000
opslag FeCl ₃	10.000	40.000	40.000
filter (incl pompen)	250.000	700.000	2.000.000
indikker	45.000	95.000	225.000
sliblagune	25.000	75.000	255.000
elektrotechnisch	35.000	35.000	40.000
leidingen	30.000	55.000	130.000
gebouw	80.000	255.000	850.000
TOTAAL	484.000	1.280.000	3.610.000
INCL OPSLAGEN + BTW	800.000	2.110.000	5.960.000
kapitaalslasten per m ³	0,161	0,142	0,120

3 EXPLOITATIEKOSTEN

Slib

De kosten van de afvoer en verwerking van het slib dat ontstaat bij de fysisch-chemische verwijdering van fosfaat uit suppletiewater zijn afhankelijk van de kwaliteitsklasse van het slib, het drogestofgehalte van het slib, en de afstand naar de plaats waar het slib gestort kan worden. Een indicatie voor de prijzen wordt gegeven in tabel 27.

Tabel 27. Kosten van baggeren, afvoer en storten van slib.

	klasse 2	klasse 3
kosten in NLG per m³		
baggeren	30	100
transport	1	1
storten	100	145
kosten in NLG per ton droge stof		
baggeren, 7 % DS	430	1430
transport, 25% DS, 50 km	200	200
storten (incl ontwateren), 25% DS	400	580

Overige

Buiten de kapitaalslasten en de slibafvoerkosten zijn de volgende posten in de exploitatie opgenomen:

- onderhoud
Voor onderhoud zijn standaard-tarieven opgenomen (zie § 1 van deze bijlage)
- personeel
Bij de berekeningen is uitgegaan van 0,1 arbeidskracht voor een eenvoudige installatie, en van 0,3 arbeidskracht voor een uitgebreide installatie en een vlokkingfilter.
- energie
Bij de berekeningen is uitgegaan van een energieverbruik van 8 Wh/m³ voor eenvoudige installaties, 13 Wh/m³, en 150 Wh/m³ voor een vlokkingfilter.
- chemicaliën
Voor installaties met een gemiddeld debiet van 100 m³/h dient te worden uitgegaan van normale prijzen; bij grotere installaties (vanaf circa 200 m³/h) kan worden uitgegaan van bulkprijzen.

Berekening van de exploitatiekosten

Aan de hand van de in de vorige paragrafen gegeven uitgangspunten kunnen de exploitatiekosten berekend worden zoals samengevat in tabel 28.

Tabel 28. Exploitatiekosten van fysisch-chemische verwijdering van fosfaat. Kosten zijn in NLG/m³ behandeld water.

parameter	eenvoudige installatie				uitgebreide installatie				continue vlokkingsfilter					
	200	100	600	300	2000	1000	600	300	200	100	600	300	2000	1000
debiet (maximaal)														
debiet (gemiddeld)	0,038	0,004	0,030	0,003	0,19	0,002	0,175	0,020	0,141	0,161	0,142	0,016	0,120	0,014
rente + afschrijving	0,029	0,001	0,016	0,001	0,016	0,001	0,016	0,016	0,016	0,009	0,016	0,016	0,016	0,016
Fe ³⁺	0,001	0,016	0,001	0,001	0,001	0,002	0,002	0,002	0,002	0,023	0,023	0,023	0,023	0,023
energie	0,016	0,016	0,005	0,005	0,002	0,032	0,016	0,016	0,003	0,032	0,016	0,016	0,003	0,003
personeel	0,026	0,026	0,026	0,026	0,026	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
baggeren klasse 2	0,086	0,086	0,086	0,086	0,086	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
baggeren klasse 3	0,036	0,036	0,036	0,036	0,036	0,036	0,036	0,036	0,036	0,024	0,024	0,024	0,024	0,024
storten slib kl. 2	0,047	0,047	0,047	0,047	0,047	0,047	0,047	0,047	0,047	0,031	0,031	0,031	0,031	0,031
storten slib kl. 3														
TOTAAL														
bedrijf	0,050	0,088	0,025	0,055	0,021	0,040	0,085	0,280	0,037	0,083	0,060	0,202	0,045	0,165
exploitatie excl slib														
exploitatie incl slib	0,0150	0,0221	0,0117	0,0188	0,102	0,173	0,316	0,327	0,214	0,268	0,226	0,233	0,189	0,196
klasse 2														
klasse 3														

