

1994-12_toepassing-drinkwaterslib-rwzi

**Toepassing van drinkwaterslib
op rioolwaterzuiveringsinrichtingen**



Vereniging van Exploitanten
van Waterleidingbedrijven in Nederland
Sir Winston Churchilllaan 273
Postbus 70, 2280 AB Rijswijk
Telefoon 070 - 395 35 35



Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer

Arthur van Schendelstraat 816
Postbus 8090, 3503 RB Utrecht
Telefoon 030 - 32 11 99 of 34 07 57

Toepassing van drinkwaterslib op rioolwaterzuiveringsinrichtingen



94-12

Publikaties en het publikatieoverzicht
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 90.74476.12.0

TENGELEIDE

SAMENVATTING

1	INLEIDING	9
2	INVENTARISATIE VAN DE PRODUKTIE VAN DRINKWATERSLIB	11
	2.1 Slib van grondwaterlocaties	12
	2.2 Slib van oppervlaktewaterlocaties	14
	2.3 Nuttige inzet van ijzerhoudend slib	15
	2.4 Verontreinigingen in ijzerhoudend slib	16
3	KWALITATIEVE EN KWANTITATIEVE ONTWIKKELING VAN DRINKWATERSLIB	19
4	LITERATUUROVERZICHT EN NEDERLANDS ONDERZOEK	21
	4.1 Vlokmiddelrecycling	21
	4.2 Sulfidebinding	21
	4.3 Fosfaatbinding met ijzerhoudend slib	22
	4.4 Fosfaatbinding met aangezuurd ijzerhoudend slib	24
	4.5 Chemische conditionering met aangezuurd ijzerhoudend slib	25
	4.6 Onderzoek naar ontarsening	25
5	INVENTARISATIE VAN HET CHEMICALIENVERBRUIK OP RWZI'S	27
	5.1 Prognoses van het gebruik van ijzer(zouten) op rwzi's	27
	5.2 Wijze van gebruik	28
	5.3 Spreiding van rwzi's en indeling naar types	29
	5.4 Bestaande plannen met betrekking tot de tijdshorizon voor chemisch defosfateren	30
6	TECHNISCHE EN LOGISTIEKE ASPECTEN VAN DE TOEPASSING VAN DRINKWATERSLIB	33
	6.1 Inleiding	33
	6.2 Geen toepassing van drinkwaterslib	35
	6.3 Toepassing van onbehandeld drinkwaterslib	35
	6.4 Toepassing van drinkwaterslib, aanzuren op het waterleidingbedrijf	36
	6.5 Toepassing van drinkwaterslib, aanzuren op de rwzi	36
	6.6 Toepassing van drinkwaterslib, centrale aanzuring	37
	6.7 Consequenties voor de drinkwaterbereiding van toepassing van drinkwaterslib	37
7	DE MILIEUEFFECTEN VAN DE TOEPASSING VAN DRINKWATERSLIB	39
	7.1 Algemeen	39
	7.2 Uitgangspunten bij de kwantificering van de milieu-effecten van de toepassing van opgewerkt ijzerhoudend slib (scenario's 1, 3, 4 en 5)	39
	7.3 Resultaten van de berekeningen	42
	7.4 Milieuaspecten van de toepassing van onbewerkt ijzerhoudend slib in de slibgisting (scenario 2)	46
	7.5 Samenvatting van de milieueffecten	49

8	KOSTEN VAN DE TOEPASSING VAN DRINKWATERSLIB	51
8.1	Uitgangspunten voor de slibsamenstelling	51
8.2	Uitgangspunten bij de bepaling van de kosten	51
8.3	De stichtingskosten	52
8.4	De exploitatiekosten	52
8.5	Totale kosten van de toepassing van drinkwaterslib op rwzi's voor de vijf scenario's	53
8.6	De gevoeligheid van de kostenberekeningen	54
9	BELEID EN WETGEVING	59
9.1	Afvalstoffenbeleid	59
9.2	Waterkwaliteitsbeleid	59
9.3	Regelgeving met betrekking tot nuttige inzet van drinkwaterslib op rwzi's	60
9.4	Transport en afgifte van drinkwaterslib	66
9.5	Gevolgen voor de slib- en effluentkwaliteit van de rwzi	66
9.6	Sturingsinstrumenten	67
9.7	Europese regelgeving	67
9.8	Conclusies en aanbevelingen	68
10	CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN	69
11	LITERATUUR	71

TEN GELEIDE

In Nederland wordt bij de bereiding van drinkwater slib gevormd, dat een aanzienlijke hoeveelheid ijzer bevat; uitgedrukt als $\text{Fe}(\text{OH})_3$, gemiddeld ongeveer 80% van de droge stof. In grondwater is het ijzer van nature aanwezig, bij behandeling van oppervlaktewater worden ijzerzouten als vlokmiddel toegevoegd. Het beleid van de Vereniging van Exploitanten van Waterleidingbedrijven in Nederland (VEWIN) is gericht op het verminderen van het storten van drinkwaterslib en het nastreven van zoveel mogelijk nuttig hergebruik.

Een belangrijke mogelijkheid voor hergebruik is de toepassing van al dan niet opgewerkt drinkwaterslib bij de zuivering van huishoudelijk afvalwater. Hierbij kan de inzet van de ijzercomponent bij stankbestrijding en de chemische defosfatering belangrijke milieuhygiënische en economische voordelen hebben, zoals reductie van het gebruik van ferrichloride en de zoutemissies naar het oppervlaktewater. De VEWIN heeft, in het kader van haar Onderzoekprogramma 1993-1997, Kiwa N.V. belast om deze nuttige inzet nader te bestuderen.

In de afgelopen jaren zijn meerdere, regionale en landelijke studies en onderzoeken uitgevoerd naar de logistieke en technische aspecten, de milieu-effecten en de kosten van nuttige inzet van drinkwaterslib op rioolwaterzuiveringsinrichtingen.

In dit compendium "Toepassing van drinkwaterslib op rioolwaterzuiveringsinrichtingen" wordt de recente informatie op dit gebied bijeengebracht en geëvalueerd. Bijzondere aandacht wordt in het compendium besteed aan de scenario's die bij de opwerking en regelgeving mogelijk zijn, hun kosten en milieu-effecten. Daarnaast wordt een apart hoofdstuk gewijd aan relevante wet- en regelgeving.

De werkzaamheden aan het compendium werden door de VEWIN opgedragen aan Kiwa N.V. en DHV water B.V. (projectteam bestaande uit dr.ir. S.G.J. Heijman en ir. R.J. van der Kuij). Door de Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer (STOWA) werd financieel in het project geparticipeerd.

De werkzaamheden werden namens de VEWIN en de STOWA begeleid door een commissie bestaande uit ir. P.C. Stamperius (voorzitter), ing. G.A.P. van Geest, mw. mr. K. Koehof, ir. B. Kramer, T. Kuip, ing. V. Schaap, ir. R. Stam, ir. A.J. van der Veer en ir. J.H. Wattenberg.

Utrecht, september 1994

ISBN 90-74476-12-0

SAMENVATTING

De rwzi's doseren in toenemende mate ijzerzouten. Dit ten behoeve van de zwavelbinding, de chemische conditionering van zuiveringsslib en bovenal de chemische defosfatering van afvalwater.

Slib van waterleidingbedrijven voorzover ijzerhoudend kan in beginsel als secundaire grondstof voor voornoemde doeleinden worden benut. De verwachting is dat in 1995 circa 20 % van de jaarproductie aan ijzerhoudend drinkwater (slib) zijn weg vindt naar de rwzi's. De waterleidingbedrijven kunnen in beginsel vanuit 150 lokaties ijzerrijk drinkwaterslib aanleveren.

Op deze wijze zou voor circa 50 % kunnen worden voorzien in de (toekomstige) vraag van rwzi's naar driewaardig ijzer. De vraag is ondermeer of deze nuttige inzet het milieu ten goede komt, welke technische en logistieke consequenties dit met zich meebrengt en of er kostenvoordelen aan verbonden zijn. Zulks tegen de achtergrond van het gebruik van handelskwaliteit ferrichloride.

Een belangrijk aandachtspunt is de kwaliteit van drinkwaterslib. In de regel is deze (veel) beter dan van zuiveringsslib met uitzondering van het element arseen. Een deel van het slib dient ingevolge het overschrijden van de concentratiegrenswaarde te worden gekenschetst als "gevaarlijk afval".

Op basis van de door de CUWVO gehanteerde verwijderingspercentages voor zware metalen en arseen is vastgesteld in welke mate het effluent en slib van de rwzi gemiddeld gesproken worden belast bij inzet van (aangezuurd) drinkwaterslib. De uitkomst is dat de kwaliteit van het effluent en het zuiveringsslib niet in belangrijke mate worden aangetast. Een uitzondering geldt voor arseen. Naar verwachting belast dit element zowel het effluent als het slib van de rwzi. Ondanks de, relatief gezien, aanmerkelijke verhoging van de arseenconcentratie in het effluent wordt de Milbowa-streefwaarde van 5 µg/l niet overschreden. Een extra belasting van de rwzi met anionen (sulfaat, chloride) en organische afbreekbare stoffen, is niet te verwachten.

De hogere arseenbelasting van het zuiveringsslib behoeft milieutechnisch niet bezwaarlijk te zijn indien storten als eindbestemming geldt (al dan niet via drogen, verbranden, vertechbehandeling of composteren). Vastgesteld is voorts dat de jaarlijkse hoeveelheid te verwerken slib, landelijk bezien, met circa 15 - 20 % zal afnemen bij inzet van (aangezuurd) drinkwaterslib in het afvalwaterzuiveringsproces. Ook zijn minder transportbewegingen noodzakelijk voor de aanvoer van ijzer en afvoer van slib. Dit levert een kostenvoordeel op en vermindert tevens de belasting van het milieu met uitlaatgassen. De toepassing van niet-aangezuurd/ingedikt ijzerslib in bijvoorbeeld de slibgisting is economisch gezien de meest aantrekkelijke optie. De ijzerbehoefte voor chemische defosfatering is echter vele malen groter dan de ijzerbehoefte voor bijvoorbeeld sulfidebinding in de slibgisting. Ook gebruik van aangezuurd drinkwaterslib levert macro-economisch bezien een kostenbesparing op van naar verwachting f 1,00 à f 2,00 per kg gedoseerd ijzer. Hierbij spelen factoren zoals zuurkeuze, lokatie en type aanzuurinstallatie, wijze van slibontwatering en verwerking een belangrijke rol.

De typering van drinkwaterslib als afvalstof of als grondstof is van belang met het oog op het toepassen van de regels voor afvalstoffen, ingevolge de Wet milieubeheer. Hergebruik van afvalstoffen kan worden belemmerd omdat in sommige gevallen een milieu-effectrapportage opgesteld dient te worden in geval er be-/verwerking van gevaarlijke afvalstoffen. De kwalificatie grondstof vergemakkelijkt procedureel gezien de nuttige inzet. Hier ligt een taak voor de waterkwaliteitsbeheerder bij de vergunninglener de status van "secundaire" grondstof te bepleiten. De VEWIN zou er bij de wetgever op moeten aandringen dat bij de inzet van drinkwaterslib op rwzi's geen sprake is van het gebruik van een afvalstof, maar van een secundaire grondstof. De Wet milieubeheer opent daartoe de mogelijkheid door een in voorbereiding zijnde, hierop betrekking hebbende, AMvB.

Bij de zuivering van grondwater en oppervlaktewater ontstaat als reststof ondermeer drinkwaterslib. Veel slib bevat een aanzienlijke hoeveelheid ijzer, uitgedrukt als $\text{Fe}(\text{OH})_3$, gemiddeld ongeveer 80 % van de droge stof. In grondwater is ijzer van nature aanwezig, terwijl bij de behandeling van oppervlaktewater ijzerzouten als vlokmiddel worden toegevoegd. De waterleidingbedrijven hebben de wettelijke plicht om storten van drinkwaterslib te verminderen en om zoveel mogelijk nuttige toepassing na te streven.

Ijzerhoudend slib kan bijvoorbeeld onbehandeld ingezet worden voor de sulfide-binding in biogas en ter voorkoming van krooncorrosie in persleidingen en stankproblemen op de rioolwaterzuiveringsinrichting (rwzi). Ook kan onder bepaalde omstandigheden ijzerslib worden ingezet in combinatie met biologische defosfatering. Ijzerhoudend slib kan door toevoeging van zuur opgewerkt worden tot een ijzerzout geschikt voor toepassing bij chemische defosfatering van rioolwater en conditionering van zuiveringsslib ten behoeve van kunstmatige ontwatering.

Sinds 1990 zijn meerdere, vaak regionaal gerichte onderzoeken uitgevoerd naar logistieke en technische aspecten, milieu-effecten en kosten van het hergebruik van dit drinkwaterslib op rwzi's. Het gebruik van ijzerzouten kan daardoor worden gereduceerd en de emissie van zouten naar het oppervlaktewater kan mogelijk worden verminderd. Naast een besparing van grondstoffen in ruimere zin kan nog sprake zijn van een financieel voordeel.

In diverse - regionale en landelijke - studies en publicaties komt een aantal zaken van algemeen belang aan de orde, zoals de productie van het drinkwaterslib naar aard, hoeveelheid en locatie, het gebruik van metaalcomponenten op de diverse plaatsen in het zuiveringsproces op de rwzi, de logistiek rond productie en aanvoer van de ijzerzouten uit het drinkwaterslib, en de kosten.

Dit compendium beoogt deze reeds aanwezige informatie over de productie van drinkwaterslib en de toepassing ervan in rwzi's op een overzichtelijke en toegankelijke wijze samen te vatten. Daarenboven is dieper ingegaan op de kostenramingen, milieueffecten en technische, logistieke en juridische consequenties.

Jaarlijks zuiveren de Nederlandse waterleidingbedrijven ruim 1 miljard kubieke meter grond- en oppervlaktewater tot het hoogwaardige kwaliteitsproduct drinkwater.

De in de ruwwaterbron aanwezige verontreinigende of ongewenste stoffen worden in diverse zuiveringsstappen van het drinkwaterbereidingsproces afgescheiden. Hierbij ontstaan diverse veelal sterk waterhoudende afvalstromen waarin naast de verwijderde stoffen tevens een deel van de gedoseerde chemicaliën en hulpstoffen (o.a. poederkool) aanwezig is. Naar ontstaanswijze van de afvalstromen kan men onderscheid maken tussen

- spoelwaterslib afkomstig van de ontijzering, ontmanganing en nitrificatie van grondwater;
- coagulatieslib vrijkomend bij de zuivering van oppervlaktewater door middel van toevoeging van sterk hydrolyserende metaalzouten zoals ijzerchloride, ijzersulfaat of aluminiumsulfaat;
- onthardingsslib/onthardingsskorrels ten gevolge van de verwijdering van calcium in verband met ontharding van grond- en oppervlaktewater.

Tevens komen ook reststoffen als (actieve) korrelkool en filterzand vrij.

De slibproductie in het peiljaar 1989 bedroeg 34.000 ton per jaar, gemeten als droge stof. De hoeveelheid kalkkorrels beliep circa 25.000 ton per jaar [38].

Een belangrijk kenmerk van drinkwaterslib is het hoge watergehalte van 97 tot 99%. Bovendien zijn met name coagulatie- en spoelwaterslib vanwege hun gel-achtige karakter vaak moeilijk ontwaterbaar. Eenzelfde eigenschap treft men ook aan bij het zuiveringsslib van rioolwaterzuiveringsinrichtingen. Een belangrijk verschil is evenwel dat het slib van waterleidingbedrijven in hoofdzaak uit anorganische bestanddelen bestaat zoals ijzer(hydr)oxiden, aluminiumhydroxiden, mangaanoxiden, calciumcarbonaat, kleibestanddelen en poederkool. Het slib van rwzi's bestaat daarentegen voor een belangrijk deel uit bacteriemassa.

Het onderhavige rapport richt zich op de (hydr)oxide slibsoorten en wel in het bijzonder op de sterk ijzerhoudende reststoffen van de drinkwaterbereiding. Als redenen hiervoor zijn te noemen:

- voor nuttige toepassing op rwzi's is ijzer de actieve component;
- veel waterleidingbedrijven produceren ijzerhoudend slib met ijzerconcentraties hoger dan 30 gewichtsprocenten ofwel 60% als ijzer(hydr)oxide;

Overige bestanddelen in drinkwaterslib zoals klei, poederkool, calciumcarbonaat etc. zijn in beginsel ballaststoffen die het rioolwaterzuiveringsproces onnodig kunnen belasten. Om deze redenen vallen slibben met een "laag" ijzergehalte af. Voor slib dat in hoofdzaak bestaat uit een andere component dan ijzerhydroxide, bijvoorbeeld kalkslib of kleihoudend slib, kan daarom beter naar een andere toepassingsmogelijkheid gezocht worden.

Voor deze studie is onderscheid gemaakt tussen slib van oppervlaktewater- en grondwaterlocaties omdat de herkomst zowel technische als logistieke consequenties heeft voor de nuttige inzet op rwzi's.

2.1 Slib van grondwaterlocaties

Grondwater wordt vooral in het Noorden, Oosten en Zuiden van het land gebruikt als grondstof voor de bereiding van drinkwater. Langs de kust wordt voorgezuiverd oppervlaktewater geïnfiltreerd en weer opgepompt en gezuiverd. De voorzuivering wordt als oppervlaktewaterlocatie gekenschetst en de nazuivering als grondwaterlocatie. De grondwaterlocaties bezitten vaak een geringe productiecapaciteit, terwijl het aantal processtappen beperkt is.

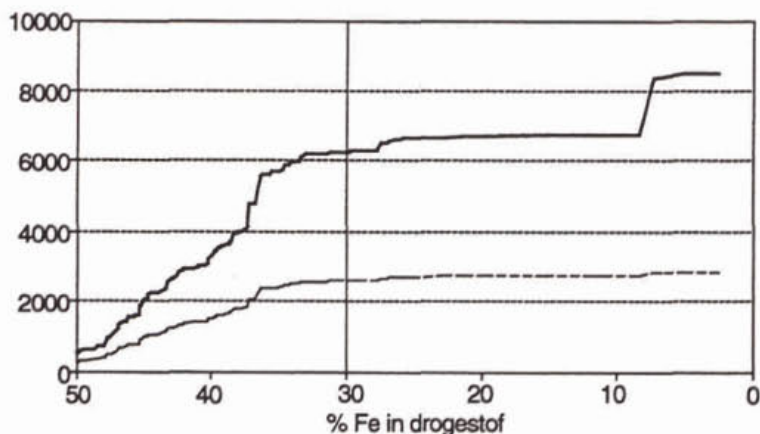


Figuur 1 Verdeling van oppervlaktewater- (■) en grondwaterlocaties (○) in Nederland.

De zuivering omvat in hoofdzaak beluchting en snelfiltratie bedoeld voor de verwijdering van ijzer, mangaan en ammonium uit grondwater/duininfiltraat. In toenemende mate past men tevens deelontharding toe voor verlaging van de hardheid van het gewonnen water. Enkele locaties bedienen zich tevens van actief-koolfiltratie voor de verwijdering van organische microverontreinigingen. De totale jaarlijkse slibproductie bedraagt 8500 ton gemeten als drogestof (1989). De hoofdbestanddelen zijn ijzer(hydr)oxide en calciumcarbonaat.

In figuur 2 is de cumulatieve hoeveelheid drinkwaterslib afkomstig van 211 winlocaties als functie van de (afnemende) ijzerconcentratie in het slib weergegeven. De ijzerconcentraties zijn gebaseerd op metingen uit 1983, terwijl de drogestofproducties zijn berekend op basis van de bedrijfsenquête uit 1989. In de grafiek is af te lezen dat 6300 ton drogestof aan slib met een ijzergehalte groter dan 30 gewichtsprocenten geproduceerd wordt, hetgeen overeenkomt met een jaarproductie van 2600 ton ijzer. In figuur 3 zijn dezelfde gegevens gegroepeerd in categorieën slib naar het ijzergehalte in het slib. Aangegeven is het gedeelte van de drogestof dat bestaat uit ijzerhydroxide.

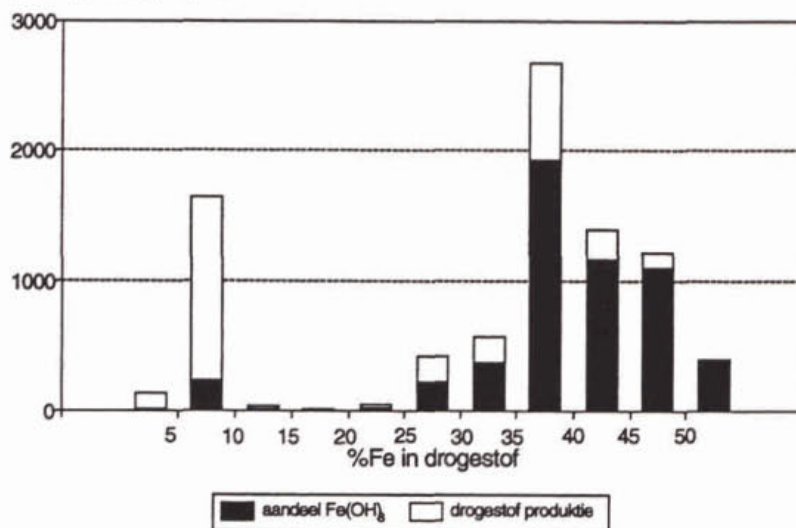
cumulatieve hoeveelheid
ton per jaar



--- ijzerproductie — drogestof productie

Figuur 2 Cumulatieve ijzer- en drogestofproductie van grondwater- en duininfiltreatlokaties als functie van het ijzergehalte in drinkwaterslib.

ton drogestof per jaar



■ aandeel Fe(OH)₃ □ drogestof productie

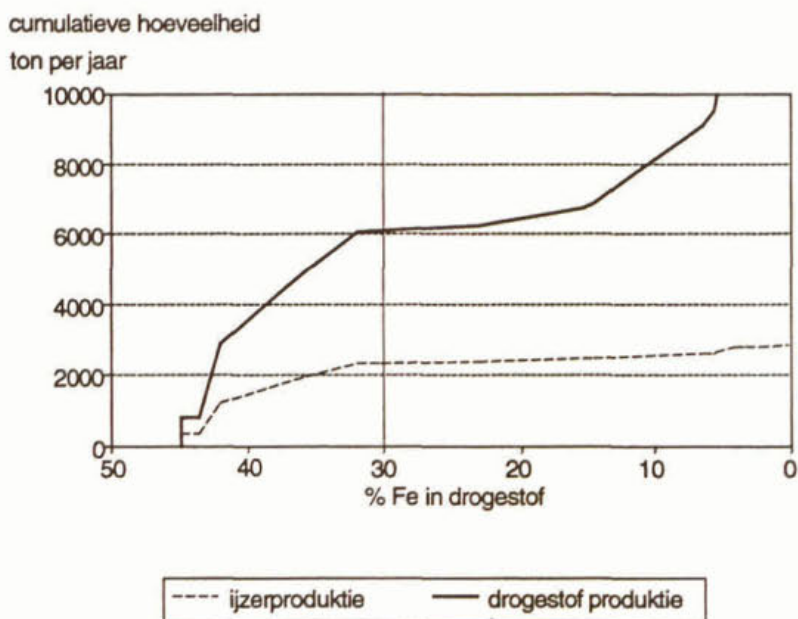
Figuur 3 Drogestofproductie per categorie drinkwaterslib van grondwaterlokaties en het aandeel van ijzerhydroxide in de drogestof.

Drinkwaterslib met een ijzergehalte groter dan 30% wordt geproduceerd op 143 locaties met een gemiddelde jaarproductie van 44 ton drogestof (tabel 1). Het slib bestaat voor 96 gew% uit in sterk zuur oplosbare bestanddelen. Bij de huidige wijze van slibbehandeling in vijvers bestaat de mogelijkheid dat er tevens zand en plantenresten in het slib aanwezig zijn. Op veel plaatsen gaat men nu over op een behandeling van slib in bezinkers en indickers, zodat slib vrijkomt zonder deze verontreinigingen.

2.2 Slib van oppervlaktewaterlocaties

Oppervlaktewater wordt vooral in het westen van het land gebruikt als grondstof voor de bereiding van drinkwater (zie figuur 1). Kenmerkend voor de oppervlaktewaterlocaties is de grote schaal en de complexiteit van de zuivering. Een "standaard" zuiveringsschema omvat veelal: microzeving, coagulatie, snelfiltratie, ozonisatie, actief-koolfiltratie, ontharding en desinfectie.

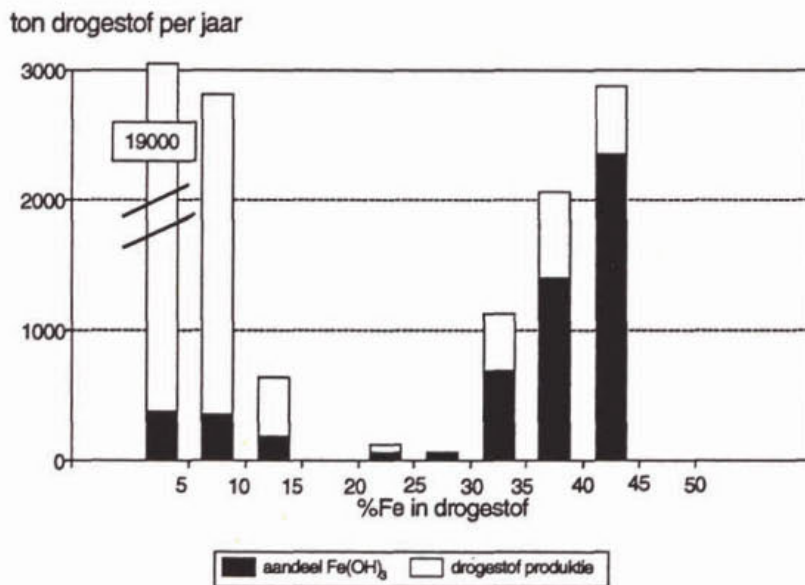
De totale slibproductie bedraagt ongeveer 31.000 ton drogestof per jaar (1994). De hoofdbestanddelen zijn ijzerhydroxide, klei, organische stof en kalk. Soms is aluminiumhydroxide een hoofdcomponent. Dit komt door gebruik van aluminiumzouten als vlokmiddel in plaats van ijzerzouten.



Figuur 4 Cumulatieve ijzer- en drogestofproductie van oppervlaktewaterlocaties als functie van het ijzergehalte.

In figuur 4 is de cumulatieve hoeveelheid drinkwaterslib afkomstig van 19 oppervlaktewaterlocaties weergegeven als functie van de (afnemende) ijzerconcentratie in het slib. Slibproducties en ijzerconcentraties zijn berekend uit de gegevens van de bedrijfsenquête 1989 aangevuld met recente gegevens. Uit de grafiek blijkt dat er 6100 ton drogestof aan ijzerhoudend ($\text{Fe} > 30 \text{ gew\%}$) slib geproduceerd wordt, hetgeen overeenkomt met een jaarproductie van 2400 ton ijzer. Deze hoeveelheid wordt geproduceerd op 5 locaties met een gemiddelde jaarproductie van 1225 ton drogestof per locatie (zie tabel 1). De samenstelling is globaal vergelijkbaar met grondwaterslib met dien verstande dat er meer organische stof (algen en humuszuren) en inerte bestanddelen (klei) in aanwezig zijn. Uit figuur 5 blijkt dat bij oppervlaktelocaties ook nog grote hoeveelheden slib met een laag ijzergehalte geproduceerd worden. Het gaat hier om bijvoorbeeld om kalkslib van de NV Waterwinningsbedrijf Brabantse Biesbosch (15.000 ton d.s. per jaar) en om sterk kleihoudende reststoffen.

Ook bij oppervlaktewaterbedrijven kan door de huidige praktijk van slibverwerking in bezinkvijvers, lagunes en droogbedden, zand en plantenmateriaal aanwezig zijn. Een procesmatige slibbehandeling, waarbij men gebruik maakt van mechanische ontwateringsapparatuur kan contaminatie met deze verontreinigingen voorkomen.



Figuur 5 Drogestofproduktie per categorie drinkwaterslib van oppervlaktewaterlocaties. Tevens is het aandeel van ijzerhydroxide in de drogestof aangegeven.

2.3 Nuttige inzet van ijzerhoudend slib

Van de jaarproductie aan ijzerhoudend slib zal in 1995 circa 20 gew% op drogestofbasis nuttig worden ingezet (± 2400 ton drogestof).

De inzet van onbewerkt ijzerslib voor de binding van sulfide op rwzi's en in riolen zal naar verwachting 710 ton aan drogestof bedragen. Doel van deze toepassing is het tegengaan van krooncorrosie in rioleringen, het tegengaan van stank op de zuiveringsinrichtingen en het voorkomen van corrosie van de biogasmotoren ten gevolge van H_2S in biogas.

Op de filterpersinstallatie te Heerenveen zal in 1995 een opwerkinstallatie met een verwerkingscapaciteit van 1000 ton drogestof aan ijzerhoudend drinkwaterslib in bedrijf gesteld worden. Het slib is afkomstig van de grondwaterlocaties Noordbergum, Spannenburg en Terwisscha van de NV Waterleiding Friesland en wordt na ontwatering met behulp van decantereercentrifuges met 30% drogestof aangeleverd. Na toevoeging van zoutzuur doseert men het vlokmiddel aan het zuiveringsslib ten einde de kunstmatige ontwatering in kamerfilterpersen te bevorderen.

Op de rwzi Willem Annapolder nabij Goes wordt in 1995 een installatie met een verwerkingscapaciteit van 300 ton drogestof per jaar in gebruik genomen. Ijzerhoudend drinkwaterslib van de grondwaterlocaties Huijbergen en Ossendrecht wordt met een gemiddeld drogestofgehalte van 9% aangevoerd op de rwzi, aangezuurd en gedoseerd in de voorbezinking van de rwzi.

Van ijzerhoudend drinkwaterslib met een arseenconcentratie groter dan 50 mg/kg drogestof wordt 400 ton drogestof gedoseerd aan het afvalwater van een leerlooierij ten behoeve van sulfide-binding. IJzer, arseen en gebonden sulfide komen in het slib van de afvalwaterzuivering van de leerlooierij terecht. Dit slib kwalificeert men als gevaarlijk afval en wordt na ontwatering gestort als gevaarlijk afval. Er is een 'niet van toepassing verklaring' door de overheid afgegeven omdat arseen bij deze toepassing niet diffuus in het milieu verspreid wordt.

Tabel 1: De jaarproductie aan en de samenstelling van ijzerhoudend drinkwaterslib.

	drinkwaterslib oppervlaktewa- terlocaties Fe>30 gew%	drinkwaterslib grondwaterlocaties Fe>30 gew%
slibproductie ton d.s./jaar	6130	6280
percentage van totale drinkwaterslibpro- ductie*	20	75
geraamde nuttige inzet 1995 ton d.s./jaar	600	1810
aantal locaties	5	143
gemiddelde jaarproductie per locatie	1225	44
ton ijzer per jaar	2350	2600
gewogen gemiddelde samenstelling		
ijzerhydroxide % $\text{Fe}(\text{OH})_3$	77	83
aluminiumhydroxide % $\text{Al}(\text{OH})_3$	2	2
mangaanoxide % MnO_2	0.3	2.2
kalk % CaCO_3	6	9
organische stof + inerte bestanddelen %	15	4

* het vermelde percentage is het percentage van de slibproductie in de categorie grondwater- dan wel oppervlaktewaterlocaties.

De slibproducties in tabel 1 zijn gebaseerd op de gegevens uit de bedrijfsenquête 1989 [38]. De gewogen gemiddelde samenstelling is berekend op basis van slibanalyses van 1983 [21]. De gewogen gemiddelde samenstelling van het slib van de oppervlaktewaterlocaties is bijgesteld naar aanleiding van analyses uit 1993.

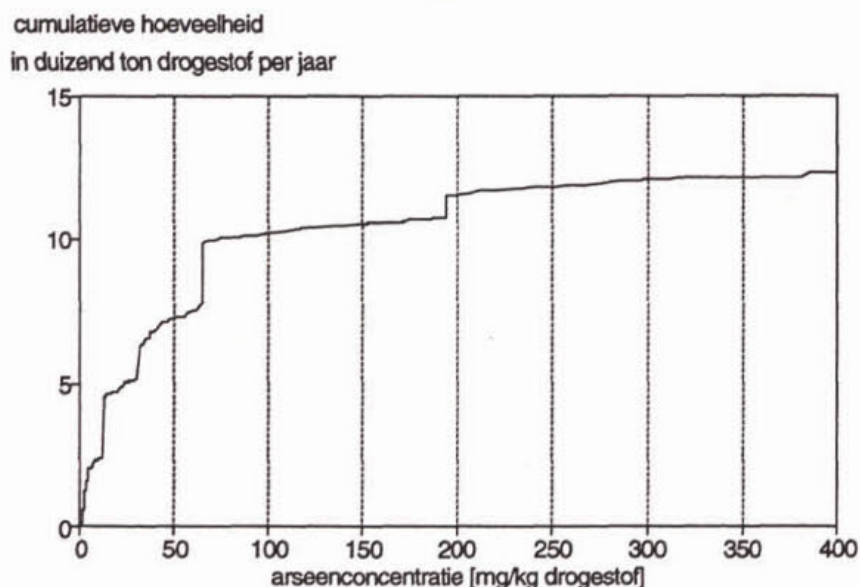
2.4 Verontreinigingen in ijzerhoudend slib

In tabel 2 zijn de concentraties van acht anorganische microverontreinigingen in ijzerhoudend drinkwaterslib weergegeven van zowel grondwater- als oppervlaktewaterlocaties. De analyses stammen uit een landelijk onderzoek uit 1983 [21]. Voor nikkel, koper, zink en kwik was de detectielimiet van de in 1983 gebruikte bepalingmethode te hoog. Voor slib van de vijf oppervlaktewaterlocaties is voor deze vier elementen gebruik gemaakt van recentere ongepubliceerde metingen. Voor slib van grondwaterlocaties is voor koper en zink slechts een bovengrens aan te geven. Voor nikkel en kwik zijn onvoldoende gegevens voorhanden. Ter vergelijking zijn de gewogen gemiddelde concentraties in zuiveringsslib aangegeven [7]. De concentraties op drogestofbasis liggen over het algemeen lager dan de concentraties in zuiveringsslib. Dit geldt echter niet voor arseen: de arseenconcentratie in ijzerhoudend drinkwaterslib is gemiddeld 8 tot 15 keer hoger dan in zuiveringsslib. De hoge arseenconcentratie is de reden dat een deel van het ijzerhoudende drinkwaterslib aangemerkt moet worden als gevaarlijk afval volgens het Besluit Aanwijzing Gevaarlijke Afvalstoffen

(BAGA), onderdeel van de Wet Milieubeheer. De grenswaarde voor arseen ligt in Nederland bij 50 mg/kg drogestof.

Tabel 2: Gewogen gemiddelde concentraties van acht anorganische microverontreinigingen in ijzerhoudend drinkwaterslib.

	drinkwaterslib van oppervlaktewaterlocaties		drinkwaterslib van grondwaterlocaties		zuiveringslib
	mg/kg ijzer	mg/kg drogestof	mg/kg ijzer	mg/kg drogestof	mg/kg drogestof
arseen	150	58	240	100	7
chromium	200	77	100	42	80
cadmium	4	2	1	0.4	4
lood	50	20	20	8	210
nikkel	160	60	--	--	35
koper	1000	390	<600	<250	435
zink	360	140	<410	<170	1025
kwik	0.3	0.1	--	--	2



Figuur 6 Cumulatieve hoeveelheid ijzerhoudend drinkwaterslib als functie van de arseenconcentratie.

In figuur 6 is de cumulatieve hoeveelheid ijzerhoudend (Fe>30gew%) drinkwaterslib uitgezet als functie van de arseenconcentratie in het slib. De arseenconcentraties zijn gebaseerd op metingen uit 1983 aangevuld met recentere metingen, terwijl de slibproducties zijn berekend op basis van de bedrijfsenquête uit 1989. Ongeveer 7500 ton (60%) van het ijzerhoudende

drinkwaterslib valt in de categorie bedrijfsafval ($As < 50 \text{ mg/kg}$ drogestof) en ongeveer 5000 ton in de categorie gevaarlijk afval ($As > 50 \text{ mg/kg}$ drogestof).

Over de aanwezigheid van organische microverontreinigingen zijn weinig gegevens voorhanden. Oriënterend onderzoek [26] wijst uit dat in coagulatieslib met veel klei of poederkool van enkele Nederlandse waterleidingbedrijven concentraties organische microverontreinigingen aanwezig kunnen zijn die boven de detectielimiet uitkomen. In andere slibsoorten werden geen meetbare hoeveelheden aangetroffen. Omdat de onderhavige studie juist betrekking heeft op drinkwaterslib met een laag gehalte aan klei en poederkool is het niet waarschijnlijk dat organische verontreinigingen een probleem vormen.

Over de eventuele aanwezigheid van radioactieve stoffen in het Nederlandse drinkwaterslib is niets bekend.

Conclusies

- Er wordt jaarlijks ongeveer 12500 ton drogestof aan ijzerhoudend drinkwaterslib geproduceerd. Dit komt overeen met ongeveer 5000 ton ijzer.
- Vergeleken met de concentraties aan anorganische verontreinigingen in zuiveringsslib is drinkwaterslib relatief schoon te noemen. Alleen arseen komt gemiddeld in ongeveer in een tienvoudige concentratie voor ten opzichte van de concentratie in een gemiddeld zuiveringsslib.

KWALITATIEVE EN KWANTITATIEVE ONTWIKKELING VAN DRINKWATER-SLIB

Voor de komende 25 jaar verwacht men een sterke stijging van de produktie van reststoffen van waterleidingbedrijven [30]. De belangrijkste oorzaak is de introductie van deelontharding in het zuiveringsproces op een groot aantal locaties in Nederland. Bij onthardingsprocessen komt kalk vrij als slib of als kalkkorrel. Afhankelijk van de plaats waar de ontharding in het zuiveringsproces wordt ingezet, worden ook ijzer en mangaan in bepaalde mate verwijderd. In het algemeen zal de introductie van ontharding echter weinig invloed hebben op de hoeveelheid ijzerhoudend slib in Nederland. Op veel plaatsen past men reeds ontharding met behulp van korrelreactoren toe. Een groot gedeelte van de verwijderde kalk komt dan vrij in de vorm van kalkkorrels. Een restfractie wordt afgevangen in de vorm van kalkslib in snelfilters (carry-over). Voor de toepassing van drinkwaterslib op rwzi's is het van groot belang dat bij de introductie van ontharding in het zuiveringsproces het kalkslib gescheiden van het ijzerhoudende slib wordt afgevangen en behandeld. Een gemengd kalk/ijzerslib geeft bij het toepassen op de rwzi meer technische problemen en een hogere produktie van zuiveringsslib. Kalkslib is over het algemeen geschikt voor toepassing in de landbouw als onderhoudsbekalking.

In de produktie van ijzerhoudend drinkwaterslib van grondwaterlocaties is de komende jaren geen stijging van betekenis te verwachten. De hoeveelheid ijzer in grondwater is redelijk constant en de onttrekking van grondwater wordt gelimiteerd. Ook het gehalte aan anorganische microverontreinigingen zal gemiddeld gesproken constant blijven. Door introductie van een procesmatige slibbehandeling bij de grondwaterlocaties zal de kwaliteit (zand en planten) en de mogelijkheden voor een frequente afzet sterk verbeteren.

Door meer gebruik te maken van oppervlaktewater als grondstof voor de bereiding van drinkwater zal naar verwachting de produktie aan coagulatieslib verder toenemen. De mate waarin dit geschiedt, hangt sterk samen met:

- de toekomstige vraag als gevolg van de bevolkingsaanwas;
- het effect van waterbesparingsmaatregelen;
- introductie van "nieuwe" zuiveringsprocessen, zoals nano- en microfiltratie, waardoor het "conventionele" coagulatieproces mogelijk aan betekenis inboet;
- schaal waarop diepinfiltratie van oppervlaktewater wordt geïntroduceerd. Voor een zeer grondige voorzuivering met behulp van het coagulatieproces zijn grotere hoeveelheden metaalzouten noodzakelijk en dus ontstaat meer coagulatieslib.

De kwaliteit van (ijzerhoudend) coagulatieslib, in het bijzonder ten aanzien van de concentraties van anorganische microverontreinigingen, zal naar het zich laat aanzien niet verslechteren. Naarmate de lozing van met name zware metalen op oppervlaktewater verder aan banden wordt gelegd, zal de kwaliteit van het coagulatieslib verbeteren. De arseencomponent zal naar verwachting evenwel niet sterk dalen, daar het arseen in oppervlaktewater meer afkomstig is van geologische oorsprong dan van menselijk handelen. In grondwater is al het arseen van geologische herkomst.

Conclusies

- De komende 10-15 jaar zijn geen grote veranderingen in de kwaliteit en de kwantiteit van ijzerhoudend drinkwaterslib te verwachten zijn. De verwachtingen voor ijzerhoudend slib van grondwaterlocaties hebben een grotere mate van zekerheid dan die voor oppervlaktewaterlocaties.
- Regionaal kan de overschakeling van grondwater naar oppervlaktewater als ruwwaterbron voor een toename in de slibproduktie zorgen.

Om het storten van afvalstoffen te beperken wordt door de overheid preventie, recycling (in eigen bedrijf), hergebruik (buiten eigen bedrijf) en verwerking (waaronder verbranden) van reststoffen in de verschillende bedrijfstakken bepleit.

Aangezien verbranding door het voornamelijk anorganische karakter van het drinkwaterslib niet in aanmerking komt als verwerkingsmogelijkheid, blijven voor de waterleidingbedrijven drie alternatieven over om het storten van drinkwaterslib te beperken.

Preventie van de productie van een ijzerhoudend restprodukt is alleen mogelijk door aanpassingen in het zuiveringsproces van oppervlaktewater [16].

Recycling van ijzer- of aluminiumzout uit coagulatieslib, met het doel het weer in te zetten in het coagulatieproces zelf, is in het verleden onderzocht binnen de drinkwatersector, maar om verschillende redenen slechts op enkele plaatsen in de wereld toegepast.

Hergebruik van ijzerhoudend slib staat op dit moment het meest in de belangstelling. Toepassingsmogelijkheden in de staalindustrie, in de baksteenindustrie en bij rwzi's worden in binnen- en buitenland op milieueffecten en economische haalbaarheid bekeken.

4.1 Vlokmiddelrecycling

Hoewel het bij vlokmiddelrecycling niet om toepassingen op rwzi's gaat, is uit het onderzoek naar recycling wel informatie te halen over het opwerken van ijzerhoudend drinkwaterslib tot vlokmiddel.

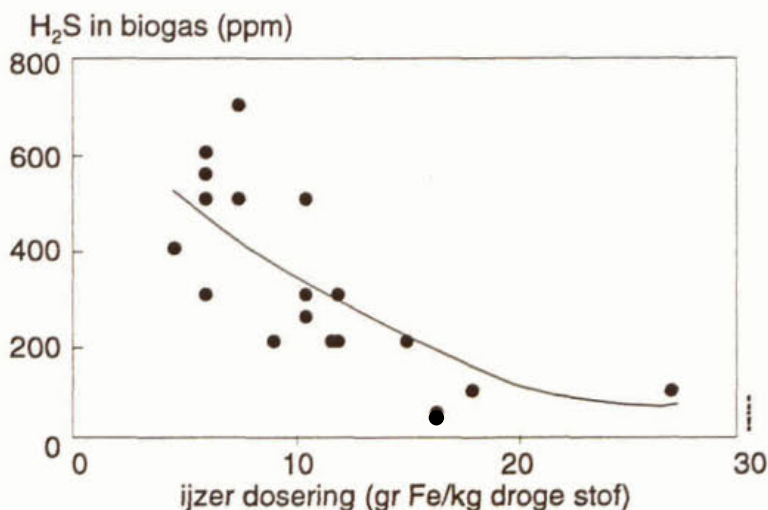
Bij vlokmiddelrecycling wordt zowel minder slib geproduceerd als bespaard op de inkoop van vlokmiddel. Zowel de recycling van ijzer [13,14,15,19,34] als van aluminium [12,36,28] wordt in de literatuur uitvoerig beschreven. Terugwinnen van de metaalzouten kan geschieden door zure-extractie (ijzer en aluminium), door basische-extractie (alleen bij aluminium), door ionenwisseling [37] of door solvent-extractie [9]. Ook kan men ijzer terugwinnen na voorafgaande verwijdering van de organische stof door middel van "roasten" [19].

Zoals bij elk recyclingproces moet ook bij de recycling van vlokmiddel rekening gehouden worden met accumulatie van ongewenste stoffen in het teruggewonnen vlokmiddel. Verder kunnen organische stof (TOC) en micro-organismen in het teruggewonnen vlokmiddel een probleem vormen. Om accumulatie van verontreinigingen te voorkomen en doordat het recyclingprocédé metaalverliezen kent, kan maar een deel van het metaal hergebruikt worden. Dieltjens[12] noemt een recycling van ten minste 25% indien aluminiumhoudend coagulatieslib wordt behandeld met Ca(OH)_2 en kunstmatig wordt ontwaterd met behulp van een decanteercentrifuge. Het decantaat bevat dan het teruggewonnen vlokmiddel. Eckhardt [15] komt na aanzuren en filtreren tot een terugwinpercentage van 40% bij ijzerhoudend slib van oppervlaktewaterlocaties. Essentieel onderdeel van het terugwinnen is de bewerkingsstap, waarbij het aluminium of ijzer wordt gescheiden van de overige stoffen. De mate van scheiding bepaalt de kwaliteit van het teruggewonnen vlokmiddel. Deze stap is tevens kostenbepalend.

4.2 Sulfidebinding

Ijzerhoudend drinkwaterslib kan ingezet worden op die plaatsen in het transport en de zuivering van rioolwater en industrieel afvalwater waar sulfide-vorming aanleiding tot problemen geeft. Er zijn veel praktijkvoorbeelden bekend maar er is weinig over deze toepassing gepubliceerd. Claessen [8] behandelt de dosering van ijzerslib van een grondwaterzuivering in een persleiding. Bij de overgang van deze persleiding in een vrij-vervalrioel treedt betoncorrosie op. Dosering van circa 50 g Fe/m³ rioolwater in combinatie met de afzuiging van lucht in de probleemzone leverde een gemiddelde reductie van 99% in de concentratie

van H_2S . De continuïteit van de ijzerdosering is van groot belang voor het verwijderingsrendement.



Figuur 7 Dosis-effectrelatie bij doseren van ijzerhoudend drinkwaterslib aan een slibgistingstank (niet gepubliceerd onderzoek GTD-Oost-Brabant).

Van Nieuwenhuyze [29] beschrijft een reeks van experimenten van de Gemeenschappelijke Technologische Dienst Oost-Brabant en het Zuiveringsschap West-Overijssel met dosering van ijzerhoudend drinkwaterslib in de slibgisting. Een dosering van 18 g Fe per kg drogestof was voldoende om de H_2S -concentratie in het biogas onder de vereiste maximale concentratie van 300 ppm te houden (zie figuur 7). Er zijn geen effecten op de vergisting geconstateerd, zelfs niet bij doseringen van 160 g Fe/kg drogestof. In principe is het mogelijk om het ijzerslib batch-gewijs te doseren in de slibgisting omdat de verblijftijd van het slib toch meerdere weken bedraagt. Dit batchgewijze doseren gebeurt ook op een aantal plaatsen in Nederland. Er is echter ook geconstateerd dat de CH_4/CO_2 -verhouding in het biogas toenam na de toevoeging. Door het rijkere biogas ontstonden problemen met de gasmotoren. Een continue dosering van ijzerslib voorkomt dit soort problemen.

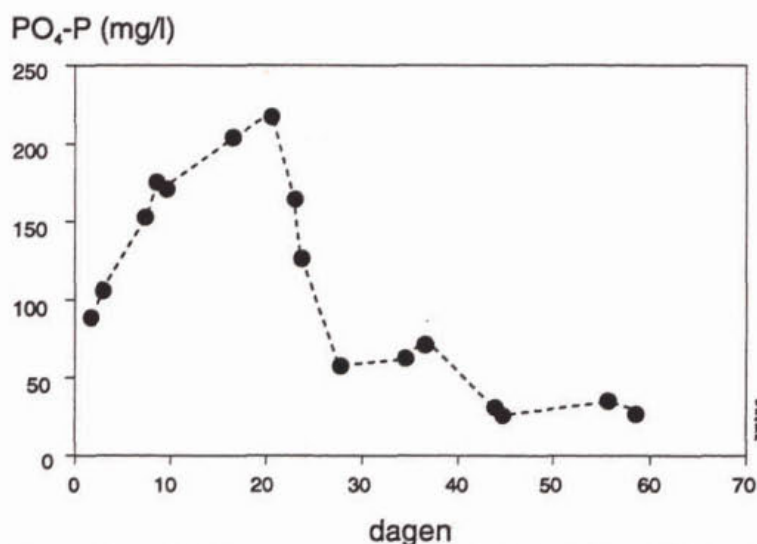
Onbekend is of arseen uit ijzerhoudend drinkwaterslib onder de anaerobe omstandigheden in de slibgisting in oplossing gaat of niet. Een aanwijzing dat dit inderdaad kan gebeuren, is gevonden bij een onderzoek naar het uitlooggedrag van drinkwaterslib [26]. Onder anearobe omstandigheden werd bij sommige slibsoorten het arseen gemobiliseerd, terwijl bij andere slibsoorten de arseenconcentratie in de waterfase niet toenam. Overigens is de tijdschaal van de uitloogexperimenten duidelijk langer dan de verblijftijd in de slibgisting.

4.3 Fosfaatbinding met ijzerhoudend slib

In Duitsland is recent laboratoriumonderzoek uitgevoerd naar het verwijderen van fosfaat via adsorptie aan ijzerhydroxideslib [41]. De invloed van slibouderdom, pH en de voorbelading van ijzerslib op de adsorptiecapaciteit van orthofosfaat zijn onderzocht. Er adsorbeert globaal 0.02 tot 0.06 g P per g Fe in het pH traject 7 tot 8. Bij een lagere pH is de adsorptiecapaciteit groter. Veroudering van het slib heeft een verlaging van de adsorptiecapaciteit tot gevolg. Volgens de literatuur [31,1] veroudert drinkwaterslib in opslag. Door herkristallisatie wordt ferrihydrite omgezet in goethite. Het onderzoek in Duitsland werd geflankeerd door een onderzoek op praktijkschaal [51]. Hierbij werd ijzerhoudend drinkwaterslib gedoseerd in de voorbezinking. Negatieve gevolgen voor het zuiveringsproces zijn niet geconstateerd. Wel is

een verhoogde verwijdering van CZV en zwevende stof in de voorbezinking waargenomen. De conclusie uit dit onderzoek is dat voor een substantiële verwijdering van fosfaat grote hoeveelheden ijzerslib aan het rioolwater toegevoegd moeten worden (bijvoorbeeld: Fe/P=15 mol/mol) met als gevolg een toename van de slibproductie op de rwzi. Ook in Nederland is geconcludeerd [10] dat simultane defosfatering met onbewerkt ijzerhoudend slib onvoldoende rendement oplevert. Bij een dosering van ijzerslib met een Fe/P verhouding van 2 mol/mol werd het rendement van de fosfaatverwijdering verhoogd van 30% zonder dosering tot 45% met dosering.

Naast het doseren van ijzerslib in het zuiveringsproces zelf, zijn experimenten uitgevoerd met het doseren van onbehandeld ijzerslib in de slibgisting gecombineerd met een biologische defosfatering in de hoofdzuivering. Doel van deze dosering is het terugdringen van de interne fosfaatstroom in het effluent van de na-indikker van de slibgisting. Er zijn gegevens van twee experimenten op praktijkschaal. Brandse [4] doseert 0.64 mol ijzer per mol bij de rwzi aangevoerd fosfaat. De ijzerdosering bestaat uit ijzerhoudend drinkwaterslib (70%) en ferrichloride (30%). Vliek-Holtvoort [44] vermeldt een verdubbeling van de ijzerslibdosering in de slibgisting ten opzichte van de dosering noodzakelijk voor sulfidebinding.



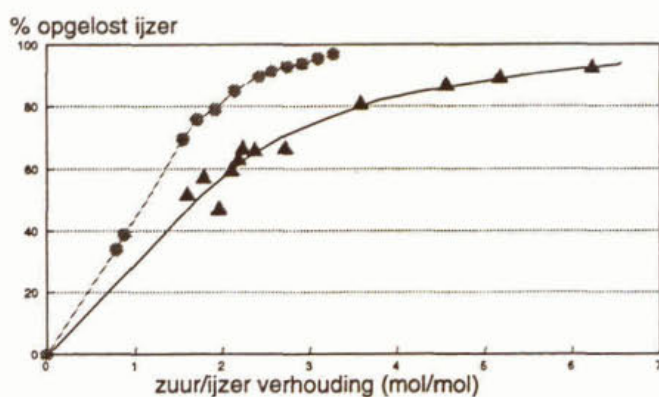
Figuur 8 Binding van fosfaat in de slibgisting. Volledig gemengde doorstroomreactor op semi-technische schaal. Op dag 20 werd ijzerhoudend drinkwaterslib gedoseerd met een Fe/P-verhouding van 0,8.

Flankerend onderzoek bij de Landbouw Universiteit Wageningen in samenwerking met Kiwa heeft aangetoond dat een fosfaatverwijdering van 85% bij een Fe/P-verhouding (gebaseerd op P-totaal in het ingaande slib) van 0.8 mol/mol haalbaar is (zie figuur 8). Voor dit experiment werd biologisch slib de eerste dagen vergist zonder de toevoeging van ijzer. Op dag 20 werd ijzerhoudend drinkwaterslib meegedoseerd. Batchexperimenten met verschillende beginconcentraties fosfaat leveren een fosfaatverwijdering van 0.2 gram P per gram Fe op. Dit is een veel hogere waarde dan voor de verwijdering van fosfaat door middel van adsorptie [41]. Het mechanisme achter deze toepassing wordt op dit moment onderzocht door middel van laboratoriumexperimenten. Publicatie van de resultaten van de LUW volgt eind 1994. Gezien de schaarse gegevens is nader onderzoek gewenst. De methode moet vooral gezien worden als een ondersteuning van de biologische defosfatering in de hoofdzuivering. Er zijn echter grote voordelen ten opzichte van de dosering van ferrichloride voor dit zelfde doel: er is geen

extra chloride-belasting van het effluent, er treedt geen verzuring op en ijzerslib is ongevaarlijk bij transport en dosering.

4.4 Fosfaatbinding met aangezuurd ijzerhoudend slib

In Nederland heeft het onderzoek zich de laatste jaren geconcentreerd op de defosfatering van rioolwater met aangezuurd slib. Dit is het gevolg van enerzijds de verwachte stijging van de vraag naar ijzerzouten voor defosfatering en anderzijds de stijging van de storkosten voor ondermeer slibstoffen. Het meeste praktijkonderzoek [2,5,6,43] is uitgevoerd met aangezuurd ijzerhoudend slib van grondwaterlocaties; in slechts één onderzoek is ook drinkwaterslib van een oppervlaktewaterlocatie meegenomen [42]. Deze experimenten wijzen op vergelijkbare defosfateringsresultaten tussen aangezuurd ijzerhoudend drinkwaterslib en commercieel ferrichloride. Bij ijzerhoudend coagulatieslib van twee oppervlaktewaterlocaties is vastgesteld dat het ijzer niet volledig in oplossing gaat bij een stochiometrische zuurdosering ($H/Fe=3$) [18]. De oorzaak kan zijn de vorming van ijzer-organischestof-complexen of de omzetting van ferrihydrite naar goethite ten gevolge van de veroudering van slib. In een praktijk experiment met het oplossen van ijzerhoudend slib in zwavelzuur is een vergelijkbaar fenomeen geconstateerd [43].



Figuur 9 Oplosbaarheid van ijzerhoudend slib afkomstig van een grondwater-(*) en een oppervlaktewaterlocatie (^) in zoutzuur. Gemeten is dat gedeelte van het ijzer dat in het filtraat terecht komt.

Uit de praktijkproeven [43] blijkt het grote belang van een procesmatige slibverwerking met bezinkers en indikkers op het drinkwaterbedrijf. Niet alleen moet contaminatie met zand en planten voorkomen worden, maar ook een gelijkmatige afzet en een constant drogestofgehalte moeten gewaarborgd worden.

Over het algemeen moet een zuurdosering van drie mol zuur op één mol ijzer worden aangehouden. Zeker bij de voorprecipitatie van fosfaat moet al het ijzer in oplossing zijn, wil het effectief fosfaat kunnen binden. In een oxidatiesloot kan echter door de langere verblijftijd van het ijzer een lagere zuurdosering ook voldoende zijn [42]. Er zijn echter te weinig resultaten voorhanden om een definitieve uitspraak op dit punt te doen.

Bij het oplossen van het ijzerhoudende slib gaat ook arseen in oplossing. Bij dosering op een rwzi zou het arseen dus zowel in het effluent als in het zuiveringsslib terecht kunnen komen. Oriënterende laboratoriumexperimenten met doseringen van aangezuurd ijzerhoudend slib aan rioolwater (simulatie vóórprecipitatie) laten zien dat het arseen weer in de slibfractie terecht komt [18]. Dit is echter nog niet op praktijkschaal bevestigd.

4.5 Chemische conditionering met aangezuurd ijzerhoudend slib

Oostelbosch [33] en Bouma [3] berichten over de vergevorderde plannen in Friesland om ijzerhoudend slib van twee grondwaterlocaties van de NV Waterleiding Friesland na behandeling met zoutzuur te doseren aan ingedikt zuiveringsslib ten einde de ontwatering met behulp van kamerfilterpersen te bevorderen. Er zijn geen verschillen geconstateerd tussen de werking van het aangezuurde slib en commercieel ferrichloride. Het voornemen is om het ijzerslib na indikking mechanisch te ontwateren tot 30% droge stof en vervolgens naar rwzi te Heerenveen te transporteren. Met de in 1995 gereed zijnde aanzuurinstallatie lost men jaarlijks 1000 ton drogestof aan drinkwaterslib op ($\approx$ 400 ton ijzer).

4.6 Onderzoek naar ontarsening

Met ontarsenen van drinkwaterslib wordt de verwijdering van arseen uit het slib of een deel van het slib bedoeld. Het gaat hier in alle gevallen om het concentreren van arseen in een kleinere afvalstroom. Eén methode maakt de arseenverbinding oplosbaar terwijl het ijzer in vaste vorm over blijft [23]. De meeste methoden echter verwijderen arseen na oplossen van het ijzerslib in zuur [17]. Deze laatste methoden sluiten goed aan bij een eventueel nuttige inzet van aangezuurd drinkwaterslib op rwzi's. Experimenten op praktijkschaal zullen in de nabije toekomst meer duidelijkheid geven over de noodzaak en de kosten van een ontarseningsstap.

Een overzicht van het Nederlandse onderzoek op dit gebied wordt gegeven in tabel 3.

Tabel 3 Overzicht van Nederlands onderzoek naar toepassing van drinkwaterslib op rwzi's (voorjaar 1994).

Wie	Waar	Toepassing	Schaal	Status
ijzerhoudend slib				
GTD/WOB	Veghel	sulfidebinding in persleiding	praktijk-schaal	afgerond geïmplementeerd
Zuiver. W-Overijssel [4]	Holten	defosfateren in slibgisting	praktijk-schaal	afgerond geïmplementeerd
Zuiver. Drenthe [44]	Beilen	defosfateren in slibgisting	praktijk-schaal	afgerond
Zuiveringsschap Drenthe	Emmen	defosfateren in slibgisting	praktijk-schaal	in voorbereiding
LUW/KIWA	---	defosfateren in slibgisting	lab.-schaal	lopend
aangezuurd ijzerhoudend slib				
Provincie Fries./WLF [33]	Heerenveen	slibconditionering	labschaal	afgerond bouw installatie
DHV/Provincie Utrecht [2]	de Bilt	defosfateren	praktijk-schaal	afgerond
DHV/Watersch. N. en Z. Beveland/DELTA Nutsbedr. [43]	Goes	defosfateren	praktijk-schaal	afgerond bouw installatie
DHV/WRKIII	Andijk	defosfateren	pilot plant	in voorbereiding
Zuiv. Drenthe/WMD [45]	Emmen	conditioneren zuiveringsslib	praktijk-schaal	afgerond '93 vervolg '94
Kiwa/WZHZ/ZHEW [18]	--	defosfateren	labschaal	afgerond
Kiwa/WZHZ/ZHEW/Rijnland	--	defosfateren	praktijk-schaal	in voorbereiding
onderzoek naar arseenverwijdering				
TUD [23]			labschaal	afgerond
LUW			labschaal	afgerond
Consulmij			labschaal	afgerond
Kiwa [17]			labschaal	afgerond
Grontmij			lab+pilot	lopend
Tauw Milieu			labschaal	lopend

5.1 Prognoses van het gebruik van ijzer(zouten) op rwzi's

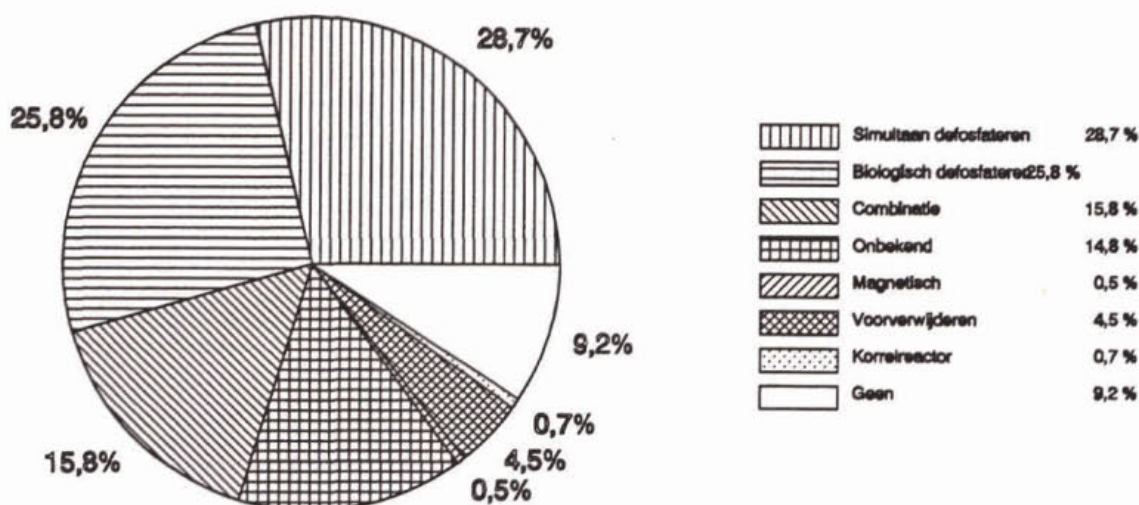
Voor de inventarisatie van het chemicaliënverbruik op rioolwaterzuiveringsinrichtingen (rwzi's) is voor een belangrijk deel gebruik gemaakt van de gegevens uit een enquête naar het verbruik van chemicaliën op rwzi's uit 1991 [39].

De capaciteit van de openbare rwzi's was in 1991 circa 23.500.000 inwonerequivalenten (i.e.'s). De enquêteresultaten zijn door het Nederlands Inkoopcentrum beschikbaar gesteld en omvatten de gegevens over 467 van de 474 rwzi's uit de beheersgebieden van alle Nederlandse waterkwaliteitsbeheerders. Met een respons van 99,5 % kon uit de verkregen enquêtegegevens een nauwkeurig en volledig beeld worden geven van de te verwachten chemicaliënbehoefte.

Uit de enquêteresultaten is voor 1995 een prognose over de verdeling van toe te passen defosfateringstechnieken verkregen. Deze prognose, uitgedrukt in een percentage van de capaciteit van de rwzi's in 1995 was:

- Simultaan defosfateren	28,7 %	- Geen	9,2 %
- Biologisch defosfateren	25,8 %	- Voorverwijderen	4,5 %
- Combinatie van technieken	15,8 %	- Korrelreactor	0,7 %
- Onbekend	14,8 %	- Magnetisch	0,5 %

In figuur 10 is deze verdeling grafisch weergegeven:



Figuur 10 Methoden voor fosforverwijdering in 1995

Bij simultane defosfatering, bij voorverwijderen en bij een combinatie van defosfateringstechnieken worden metaalzouten gebruikt en ook bij biologische defosfatering in de waterlijn wordt over het algemeen een geringe dosering van metaalzouten toegepast.

Uit de enquête zijn voorts de te verwachten verbruiken van metaalzouten voor het jaar 1995 van belang. Uit contacten met verschillende waterkwaliteitsbeheerders is gebleken dat de in de enquête voorspelde defosfateringsmethoden en de ingeschatte verbruiksprognoses voor metaalzouten nog in hoofdlijnen overeenkomen met de huidige inzichten. Als toe te passen techniek heeft het voorverwijderen de laatste jaren echter wat meer aan belang gewonnen. De enquêteresultaten betreffende de verbruiksprognoses voor metaalzouten geven deze weer voor

handels-chemicaliën en voor een beperkte hoeveelheid afvalprodukten als beitszuren en drinkwaterslib.

De enquêtegegevens zijn in het kader van dit compendium omgerekend naar de benodigde hoeveelheid ijzer, uitgedrukt als Fe.

5.2 Wijze van gebruik

Van de metaalzouten die op rwzi's gebruikt zullen worden, zal meer dan 95 % uit ijzer (Fe) bestaan en minder dan 5 % uit aluminium (Al). Het totale verbruik aan ijzerzouten zal in 1995 ca. 15.000 ton Fe per jaar bedragen (bijlage 1). Voor defosfateringsdoeleinden zal veruit de belangrijkste hoeveelheid ijzerzouten worden verbruikt (ca. 85 %). De overige 15 % zal worden verbruikt voor verscheidene "overige" doeleinden, die hierna kort worden beschreven. Van de benodigde ijzerzouten zal ruim de helft uit 2-waardige ijzerzouten bestaan.

Als "overig" gebruik van ijzerzouten zijn de volgende gebruiksdoelen aan te geven.

- *Conditioneren van slib voor ontwatering in filterpersen*

Voor het mechanisch ontwateren van zuiveringsslib worden in hoofdzaak centrifuges en zeefbandpersen ingezet. Er zijn thans ook veertien rwzi's waarin het slib met behulp van filterpersen ontwaterd wordt. In de toekomst wordt een afname voorzien van het aantal rwzi's met dit type ontwateringssysteem. Bij centrifuges en zeefbandpersen wordt het slib geconditioneerd met organische polyelectrolitische vlokhelpmiddelen (PE's), terwijl bij slibontwatering met behulp van filterpersen meestal ijzerchloride wordt gebruikt als (een van de) conditioneringsmiddelen. Bij filterpersen wordt overigens in meerdere gevallen overgeschakeld van slibconditionering met ijzerchloride en kalk naar conditioneren met ijzerchloride en PE's. De hoeveelheid te doseren ijzerchloride neemt af als op conditioneren met PE en/of PE en ijzer wordt overgeschakeld.

Voor deze toepassing wordt daarom in de toekomst een afname van het ijzerverbruik verwacht. Op de rwzi Heerenveen is recent een nieuwe filterpersinstallatie in bedrijf genomen. Volgens het Waterschap Friesland zal de totale ijzerslibproductie van het provinciale waterleidingbedrijf hier in de toekomst worden toegepast voor het conditioneren van het zuiveringsslib. Uitgaande van een toekomstige filterperscapaciteit voor 2 miljoen inwonerequivalenten wordt voor slibconditionering een toekomstig verbruik van 1500 ton Fe per jaar geraamd.

- *Doseren van ijzerchloride en/of ijzerhoudend slib aan slibgisting om zwavelwaterstof te binden en/of fosfaat te verwijderen*

Op de meeste (grotere) rwzi's met slibgisting wordt het gistingsgas gebruikt in verwarmingsketels en/of gasmotoren. Om corrosie te beperken wordt het gehalte aan zwavelwaterstof (H_2S) in het gas van veel van deze rwzi's gereduceerd door dit te binden aan ijzer. Hiertoe wordt doorgaans ijzerchloride aan het slib in de gistingstanks gedoseerd. De te doseren hoeveelheid is afhankelijk van het H_2S -gehalte in het gas. Het verbruik voor dit doel is op grond van informatie van enkele waterkwaliteitsbeheerders geschat op 100 g Fe per i.e. per jaar. Voorts wordt bij enkele waterkwaliteitsbeheerders geëxperimenteerd met aanzienlijk hogere doseringen (200 g Fe/(ie*j)). Naast het binden van H_2S wordt daarbij het binden van fosfaten aan het slib in de slibgisting nagestreefd als onderdeel van defosfateringsmaatregelen. De hoeveelheid ijzerchloride respectievelijk ijzerslib die thans wordt gebruikt voor het doseren aan slibgisting is geraamd op 300 ton Fe per jaar. Voor deze toepassing wordt een behoorlijke groei van het ijzerverbruik voorzien. De groei van het verbruik

voor deze toepassing wordt getaxeerd op zeker een verdrievoudiging tot 900 ton Fe per jaar.

- *Zwavelwaterstofbinding in persleidingen*

Zwavelwaterstof (H_2S) kan onder anaërobe omstandigheden ontstaan in (lange) persleidingen. Bij de uitmondingen van deze persleidingen kan de uittredende H_2S (kroon)-corrosie veroorzaken van het beton in riolen, gemalen en ontvangstwerken op rwzi's. Zwavelwaterstofgas is voorts een belangrijke veroorzaker van geuremissie. Eén van de methoden om (de vorming van) zwavelwaterstof tegen te gaan, is het doseren van ijzerzouten in de persleiding(en). In de persleiding van Soesterberg naar Soest wordt jaarlijks 130 ton drogestof aan drinkwaterslib van de Gemeentewaterleiding Amsterdam gedoseerd. In de persleiding bij Erp 53 ton van de NV Waterleiding maatschappij Oost-Brabant.

Het gebruik van ijzerzouten voor deze toepassing is relatief gering. In de verdere toekomst wordt wel een toename voorzien van deze toepassing van ijzerzouten.

Toegepaste doseringen zijn hier 40 à 50 g Fe per m^3 rioolwater.

Samenvattend wordt geconcludeerd, dat in de komende jaren geen belangrijke en snelle toename van het gebruik van ijzer voor "overige doeleinden" wordt verwacht.

5.3 Spreiding van rwzi's en indeling naar types

Op basis van de milieustatistieken van het Centraal Bureau voor de Statistiek [7], is de spreiding van de communale rwzi's over de twaalf provincies weergegeven in figuur 11 (zie ook de tabel in bijlage 1).

De rwzi's zijn voorts in vier groepen ingedeeld:

- Oxidatiebedden
- Actiefslibsystemen met anaërobe slibstabilisatie
- Actiefslibsystemen met aërobe slibstabilisatie
- Overige rwzi's.

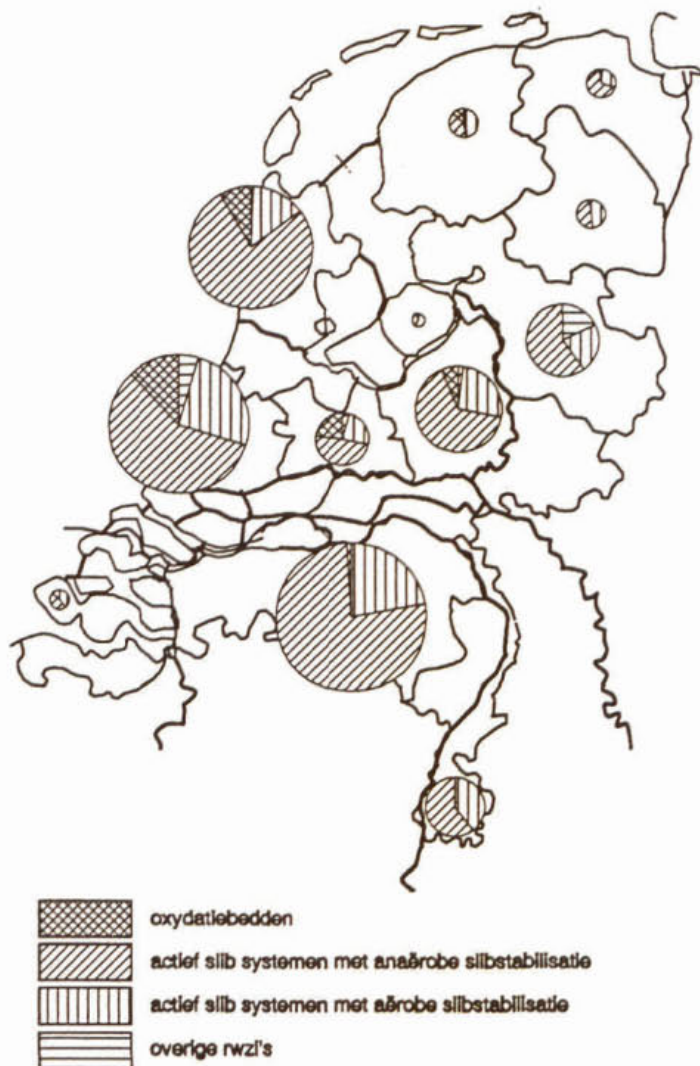
Bij rwzi's met oxidatiebedden is biologische P-verwijdering niet uitvoerbaar. Bij dit type rwzi wordt vrijwel uitsluitend gedefosfateerd door preprecipitatie met 3-waardige ijzerzouten. Tot de rwzi's met anaërobe slibstabilisatie behoren de rwzi's met aëratietanks, (ook wel conventionele actiefslibinstallaties genoemd), de twee-trapsinstallaties en een (klein) deel van de oxidatietank- en carrouselinstallaties. Het slib van deze installaties wordt vergist waarbij anaërobe microorganismen organische stof omzetten in voornamelijk methaangas, koolzuurgas en water.

In de meeste situaties vindt op deze rwzi's ook voorbezinking van het ruwe afvalwater plaats. In principe kan daarom fosfaat worden verwijderd door middel van preprecipitatie met 3-waardige ijzerzouten en/of simultaan in de aëratieruimten met zowel 3-waardige als 2-waardige ijzerzouten, terwijl ook biologisch defosfateren hier tot de mogelijkheden behoort. Bij veel van deze installaties kan ook ijzerslib in de gistingstanks worden gedoseerd om zwavelwaterstof te binden.

Tot de rwzi's met aërobe slibstabilisatie behoren (de meeste) oxidatietanks en carroussels, de oxidatiesloten en de discontinue systemen. De slibstabilisatie geschiedt bij deze systemen door langdurig verblijf van het slib in beluchte ruimten onder aërobe condities waardoor het slib door aërobe microorganismen gemineraliseerd wordt. Voorbezinking ontbreekt hier en in deze rwzi's zal chemische defosfatering derhalve simultaan plaatsvinden. Zowel 3-waardige als 2-waardige ijzerzouten kunnen daarbij worden toegepast. Op basis van kostenoverwegingen wordt echter in hoofdzaak voor 2-waardige ijzerzouten gekozen. Deze worden in de beluchtingsruimten tot 3-waardig ijzer geoxideerd.

Ook op deze rwzi's behoort biologisch defosfateren tot de mogelijkheden.

In de kleine groep overige rwzi's zijn de nog resterende mechanische rwzi's ondergebracht en de parallelle rwzi's. Bij de parallelle rwzi's zijn meerdere systemen uit vorige groepen naast elkaar toegepast. De wijze waarop gedefosfateerd kan worden is geheel afhankelijk van de zuiveringssystemen die op de parallelle rwzi's zijn toegepast. Op alle rwzi's uit deze groep wordt anaërobe slibstabilisatie aangetroffen.



Figuur 11 Spreiding van rwzi's over de provincies.

Op het kaartje van Nederland in figuur 11 is de spreiding van de rwzi's over de provincies weergegeven. De grootte van de cirkels geven de relatieve zuiveringscapaciteit weer. Door middel van gearceerde "taartpunten", is per provincie het aandeel van de betreffende hoofdgroep aangeduid.

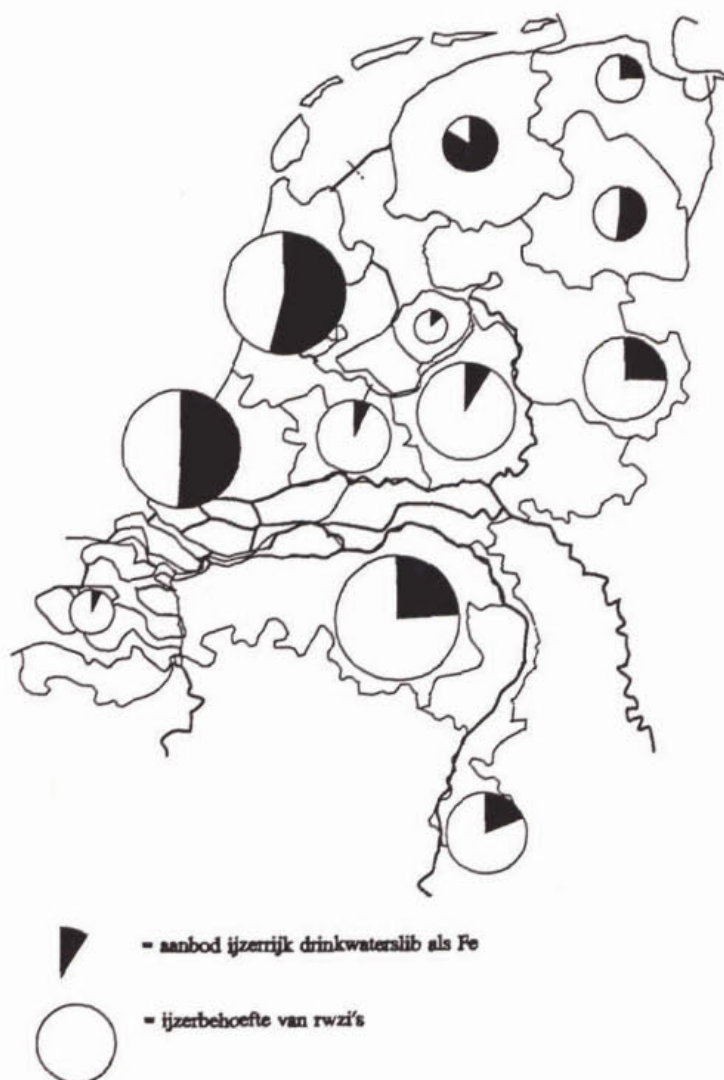
5.4 Bestaande plannen met betrekking tot de tijdshorizon voor chemisch defosfateren

Het Nederlandse beleid met betrekking tot de reductie van fosfaten is vastgelegd in de AMvB voor P-verwijdering. Het beleid is gebaseerd op het EG-beleid zoals is vastgelegd in het Rijn Actie Plan (RAP) en het Noordzee Actie Plan (NAP).

Volgens de AMvB voor P-verwijdering dient per 1995 het effluent van rwzi's aan de volgende eisen te voldoen:

- rwzi's > 100.000 i.e. P-concentratie < 1 mg/l P_{totaal}
- rwzi's 20.000 - 100.000 i.e. P-concentratie < 2 mg/l P_{totaal}
- rwzi's < 20.000 i.e. geen P-eis

Ten opzichte van 1985 dient de fosfaatbelasting afkomstig van alle rwzi's in het beheersgebied met tenminste 75 % gereduceerd te zijn.



Figuur 12 IJzervraag van rwzi's en ijzeraanbod van drinkwaterlocaties in nederland. Zowel de vraag naar twee- als naar driewaardig ijzer is in beschouwing genomen.

Na effectuering van de eisen die in de AMvB gesteld zijn, wordt voor de volgende periode van 15 jaar geen belangrijke nationale aanscherping verwacht van de P-effluenteisen voor rwzi's. Bij rwzi's die chemisch defosfateren wordt daarom geen algemene verhoging voorzien van het ijzerverbruik. Er wordt daarom uitgegaan van een stabiele verhouding tussen de aangevoerde hoeveelheid fosfaat en de te doseren hoeveelheid ijzerzouten op de rwzi's (Me : P-verhouding) zodat de vraag naar ijzerzouten vanuit rwzi's die in 1995 chemisch defosfateren vrij constant zal zijn.

Voor de periode 1995 - 2010 wordt wel een verdergaande reductie van de P-emissies met effluënten van rwzi's voorzien doordat meerdere en vooral kleinere rwzi's over zullen gaan tot defosfateren. De omvang van die reductie wordt geschat op 1 à 1,5 % per jaar.

De toekomstige benadering van de nutriëntenemissie van rwzi's zal veel meer plaatsvinden vanuit de optiek van integraal waterbeheer. Daarbij zullen de effluentlozingen worden getoetst aan de gewenste waterkwaliteit in het beheersgebied en de daartoe opgestelde en op te stellen waterbeheersplannen. Daar waar het effluent van de rwzi's de kwaliteit van het gebiedseigen water nadelig beïnvloedt, zullen lokaal aanvullende maatregelen worden getroffen. Het effect en de kosten van verdergaande zuiveringstechnische maatregelen zullen daarbij worden afgewogen tegen andere beheersmaatregelen. Prioriteiten zullen dan niet altijd worden gelegd bij verdergaande zuiveringstechnische maatregelen. Waar hoge waterkwaliteitsdoelstellingen worden nagestreefd, zullen echter aanvullende P-reducerende maatregelen in beeld komen. Vanwege de relatieve eenvoud van de voorzieningen lijkt chemisch (simultaan) defosfateren door middel van dosering van 3-waardige ijzerzouten en/of aangezuurd drinkwaterslib voor de kleinere rwzi's een aantrekkelijke methodiek.

Resumerend kan worden gesteld dat het ijzerverbruik op rwzi's de komende 15 jaar niet minder zal zijn dan het verbruik dat voor 1995 is geraamd. Uitval van de vraag naar ijzerzouten door omschakelen op rwzi's van chemisch defosfateren naar biologisch defosfateren zal worden gecompenseerd door een groeiend aantal (kleinere) rwzi's dat (chemisch) zal gaan defosfateren.

Conclusies:

IJzerhoudend drinkwaterslib kan circa 60% van de binnenlandse vraag naar driewaardig ijzer op rwzi's dekken (P-binding, S-binding, chemische conditionering van zuiveringsslib)

IJzerzouten ten behoeve van de chemische defosfatering beslaat ongeveer 85% van de vraag.

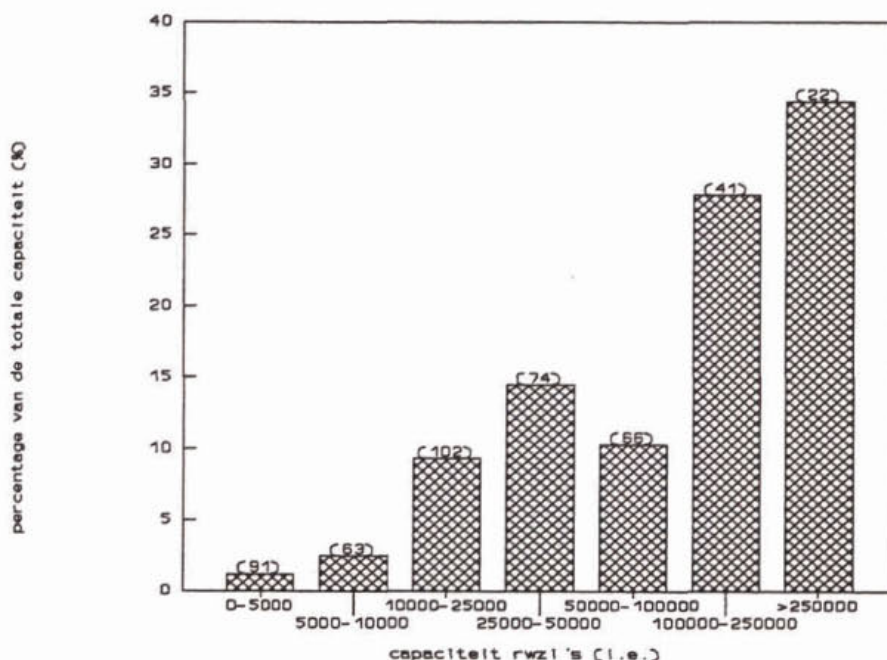
De komende 15 jaar zal het verbruik van ijzer op rwzi's naar verwachting stabiel blijven.

6.1 Inleiding

In deze studie naar de toepassing van drinkwaterslib op rioolwaterzuiveringsinrichtingen (rwzi's) wordt een vijftal scenario's uitgewerkt:

1. geen toepassing van drinkwaterslib, het nul-scenario;
2. toepassing van onbehandeld drinkwaterslib;
3. toepassing van aangezuurd drinkwaterslib, aanzuring op het waterleidingbedrijf;
4. toepassing van aangezuurd drinkwaterslib, aanzuring op de rwzi;
5. toepassing van aangezuurd drinkwaterslib, aanzuring op een centrale locatie.

Bij de keuze van de verschillende scenario's is uitgegaan van rwzi's met een capaciteit van 250.000 i.e. Circa 37 % van het nederlandse rioolwater wordt gezuiverd op een rwzi met een capaciteit van 250.000 i.e.'s of groter. Een rwzi met deze capaciteit heeft een Fe-verbruik van circa 500 ton/jaar, overeenkomend met de grote oppervlaktewaterzuiveringen Andijk, WRK III, Kralingen en de Berenplaat. Ook de slibproductie op kleinere drinkwaterproductielocaties kan voor toepassing op een rwzi in aanmerking komen. In een dergelijke situatie wordt één rwzi door verschillende drinkwaterproductiebedrijven van drinkwaterslib voorzien.



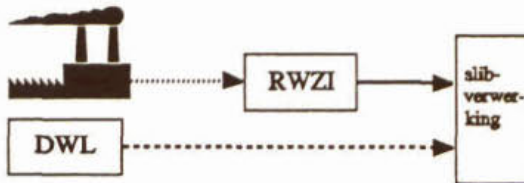
Figuur 13: Capaciteitsverdeling van de Nederlandse rwzi's (aantal rwzi's tussen haken) [7].

Bij de behandeling van het restslib wordt bij de verdere uitwerking van de verschillende scenario's uitgegaan van ontwatering tot 35% drogestof voor drinkwaterslib en 25% drogestof voor rioolwaterzuiveringsslib. Het slib wordt daarna afgevoerd naar een installatie voor verdere verwerking en afzet. In de praktijk zijn verschillende slibverwerkingsmethoden beschikbaar, zoals drogen, verbranden en composteren.

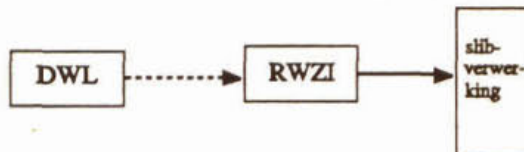
De bovenomschreven scenario's worden achtereenvolgens uitgewerkt naar technische en logistieke aspecten.

In figuur 14 zijn blokschema's gegeven van de 5 scenario's. In de paragrafen 6.2 t/m 6.6 zijn deze scenario's nader omschreven en toegelicht.

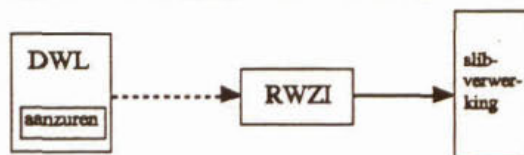
Scenario 1 : Geen toepassing drinkwaterslib



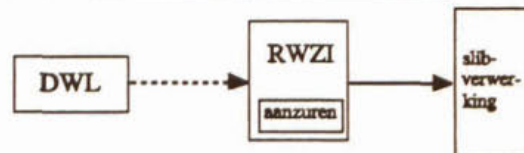
Scenario 2 : Onbehandelde toepassing



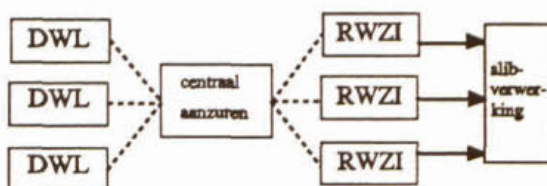
Scenario 3 : Aanzuren op DWL



Scenario 4 : Aanzuren op RWZI



Scenario 5 : Centraal aanzuren



..... ijzerchloride
 drinkwaterslib
 ——— zuiveringsslib

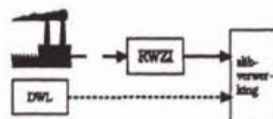
Figuur 14 Blokschema's van de vijf scenario's

Aan de toepassing van drinkwaterslib op rwzi's worden, met het oog op de technische en logistieke aspecten, eisen gesteld ten aanzien van:

- het drogestofpercentage:
Afhankelijk van de afzetmogelijkheden voor het drinkwaterslib worden voorwaarden gesteld aan het drogestofpercentage. In deze studie is voor onbehandelde toepassing van drinkwaterslib uitgegaan van een drogestofpercentage van 10%. Bij toepassing van aangezuurd slib is uitgegaan van 25% drogestof. Voor de verdere slibverwerking is een zo hoog mogelijk drogestofgehalte gewenst. In deze studie is uitgegaan van een drogestofgehalte van circa 35% voor drinkwaterslib en circa 25% voor rioolwaterzuiveringsslib.
- het ijzergehalte:
Bij voorkeur is het ijzergehalte (als percentage van het drogestofgehalte) van drinkwaterslib bij toepassing zo hoog mogelijk. In deze studie is uitgegaan van toepassing van slib met een ijzergehalte $\geq 30\%$.
- hoeveelheid zand:
De hoeveelheid zand en andere macroverontreinigingen moet, in verband met beschadiging van pompen en ophoping in de slibstromen op de rwzi's, zo laag mogelijk zijn.

6.2 Geen toepassing van drinkwaterslib

Zonder toepassing van drinkwaterslib moet het door het waterleidingbedrijf geproduceerde slib worden afgevoerd naar een installatie voor verdere verwerking en afzet. Hiervoor moet het slib 'steekvast' zijn, hetgeen overeenkomt met een percentage drogestof van circa 35%. Dit betekent dat naast indikking een verdere ontwatering van het slib moet worden gerealiseerd door toepassing van bijvoorbeeld filterpersen, centrifuges of droogbedden. Daarna wordt het slib opgeslagen en afgevoerd voor verdere verwerking en afzet.



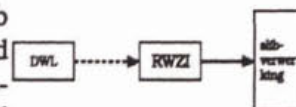
Op de rwzi wordt ten behoeve van de defosfatering en stankbestrijding een in de handel verkrijgbaar metaalzout (veelal 41% FeCl_3 -oplossing) aangevoerd en gedoseerd. Voor de aanvoer (per tankwagen) en dosering van het metaalzout moeten op het terrein van de rwzi een opslagtank en doseerinrichting worden geïnstalleerd.

Er moet rekening worden gehouden met twee verder te verwerken en af te zetten slibstromen:

- drinkwaterslib (waterleidingbedrijf $\rightarrow$ verdere verwerking en afzet);
- extra (chemisch) rioolwaterzuiveringsslib (rwzi $\rightarrow$ verdere verwerking en afzet).

6.3 Toepassing van onbehandeld drinkwaterslib

Bij het toepassen van onbehandeld (niet aangezuurd) drinkwaterslib moet het slib met het oog op een eenvoudige verwerking goed verpompbaar en doseerbaar zijn. Gestreefd wordt naar een drogestofpercentage van circa 10%. De slibbehandeling bestaat hierbij tenminste uit (gravitatie)indikking. Na opslag wordt het slib per tankwagen getransporteerd naar de rwzi's.



Het drinkwaterslib wordt na aanvoer opgeslagen op de rwzi's en vervolgens via een doseerinrichting geïnjecteerd in de slibgistingstanks, danwel gedoseerd aan de voorbezinktank met als doel stankstoffen (H_2S) te binden.

Bij toepassing van onbehandeld drinkwaterslib is slechts één verder te verwerken en af te zetten slibstroom te onderscheiden. Deze slibstroom bestaat uit extra rioolwaterzuiveringsslib bestaande uit chemisch slib en de overgebleven reststoffen uit het drinkwaterslib. Deze stroom gaat van de rwzi naar de verdere verwerking en afzet.

6.4 Toepassing van drinkwaterslib, aanzuren op het waterleidingbedrijf

Dit eerste scenario voor toepassing van aangezuurd drinkwaterslib betreft de aanzuring bij het waterleidingbedrijf. Hiertoe moet op de produktielocatie van het waterleidingbedrijf een aanzuurinstallatie worden gerealiseerd. Een dergelijke installatie bestaat minimaal uit:



- slibopslag;
- slibdosering;
- reactietank(s) met mixers;
- chemicaliënopslag en -dosering;
- produktopslag.

In de procesopzet van de aanzuurinstallatie voor drinkwaterslib zijn geen voorzieningen opgenomen voor emissiebeperking (gasbehandeling). Eventueel kan na de aanzuring tevens bezinking van zand en andere grove verontreiniging worden toegepast.

Bij dit scenario is uitgegaan van een produktielocatie van drinkwater met een jaarlijks Fe-verbruik van 500 ton Fe per jaar (grote oppervlaktewaterzuivering). Het drinkwaterslib wordt in de slibbehandeling ingedikt en ontwaterd tot een drogestofpercentage van circa 25%. Vervolgens wordt het na opslag gedoseerd in de reactorvaten van de aanzuurinstallatie. Bij de aanzuring wordt zwavelzuur gedoseerd omdat zwavelzuur geconcentreerder (minder opslag), goedkoper en makkelijker verwerkbaar is dan zoutzuur. Eventueel kan in combinatie met de zwavelzuurdosering een geringe hoeveelheid schuimremmer worden gedoseerd om overmatige schuimvorming te voorkomen. De chemicaliën worden met behulp van tankwagens aangevoerd en opgeslagen op het terrein van het waterleidingbedrijf.

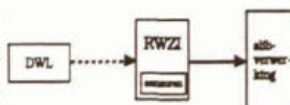
Na aanzuring wordt het drinkwaterslib, eveneens met behulp van tankwagens, getransporteerd naar één of meer rwzi's. Transport via transportleidingen is slechts rendabel bij zeer korte afstanden (circa 2 à 3 km). Op de rwzi('s) wordt het opgewerkte slib opgeslagen en gedoseerd.

Er moet rekening worden gehouden met twee verder te verwerken en af te zetten slibstromen:

- extra rioolwaterzuiveringsslib bestaande uit chemisch slib en de balaststoffen uit het behandelde drinkwaterslib (rwzi → verdere verwerking en afzet);
- slib uit de aanzuurinstallatie (alleen bij toepassing van nabezinking van het aangezuurde slib; aanzuurinstallatie → verdere verwerking en afzet).

6.5 Toepassing van drinkwaterslib, aanzuren op de rwzi

Een tweede scenario voor het toepassen van aangezuurd drinkwaterslib is het aanzuren op de rwzi. De aanzuurinstallatie is qua opzet vergelijkbaar met de installatie welke bij het voorgaande scenario is omschreven. Voor een dergelijke aanzuurinstallatie wordt uitgegaan van een rwzi ter grootte van 250.000 i.e. (ruim 20 in Nederland).



Het geproduceerde drinkwaterslib van een of meer produktielocaties van drinkwater wordt in de slibbehandeling ingedikt en ontwaterd tot een drogestofpercentage van circa 25%. Na opslag wordt het drinkwaterslib, met behulp van tankwagens, getransporteerd naar de rwzi.

Op de rwzi wordt het (onbehandelde) drinkwaterslib opgeslagen en gedoseerd in de reactor-tanks van de aanzuurinstallatie. Bij de aanzuring wordt zwavelzuur gedoseerd, eventueel in combinatie met een geringe hoeveelheid schuimremmer.

Het aangezuurde drinkwaterslib wordt vervolgens na opslag gedoseerd.

Er moet rekening worden gehouden met twee verder te verwerken en af te zetten slibstromen:

- extra rioolwaterzuiveringsslib bestaande uit chemisch slib en de balaststoffen uit het behandelde drinkwaterslib (rwzi → verdere verwerking en afzet);
- slib uit de aanzuurinstallatie (alleen bij toepassing van nabezinking van het aangezuurde slib; aanzuurinstallatie → verdere verwerking en afzet).

6.6 Toepassing van drinkwaterslib, centrale aanzuring

Op een centrale locatie wordt uitgegaan van de behandeling van circa 50% van het in Nederland geproduceerde drinkwaterslib, overeenkomend met circa 2500 ton Fe/jaar. Hierbij is er van uitgegaan dat alleen slib met een relatief hoog Fe-gehalte wordt hergebruikt ($\geq 30\%$ Fe op drogestofbasis). Als gemiddelde afstand tot de verschillende waterleidingbedrijven wordt uitgegaan van 100 km. De installatie voor aanzuring is qua opzet vergelijkbaar met de installatie welke bij scenario 3 is omschreven.



Het geproduceerde drinkwaterslib wordt in de slibbehandeling ingedikt en ontwaterd tot een drogestofpercentage van 25%. Het drinkwaterslib wordt vervolgens na opslag op het terrein van het waterleidingbedrijf getransporteerd naar de centrale aanzuurinstallatie.

Op de centrale verwerkingsinstallatie wordt het drinkwaterslib van de verschillende waterleidingbedrijven ontvangen, opgeslagen en opgewerkt. Het aangezuurde slib wordt opgeslagen en met behulp van tankwagens getransporteerd naar verschillende rwzi's. Op de rwzi's wordt het aangezuurde drinkwaterslib opgeslagen en gedoseerd.

Er moet rekening worden gehouden met twee verder te verwerken en af te zetten slibstromen:

- extra rioolwaterzuiveringsslib bestaande uit chemisch slib en het overgebleven niet ijzerhoudende drinkwaterslib (rwzi → verdere verwerking en afzet);
- slib uit de aanzuurinstallatie (alleen bij toepassing van nabezinking van het aangezuurde slib; aanzuurinstallatie → verdere verwerking en afzet).

6.7 Consequenties voor de drinkwaterbereiding van toepassing van drinkwaterslib

In het verleden is bij het ontwerp en de realisatie van drinkwaterproduktielocaties weinig of geen rekening gehouden met het afvalvraagstuk. De wijze waarop men bijvoorbeeld slib en spoelwater verwerkt(e), bemoeilijkt of verhindert het nuttig inzetten van zuiveringsresiduen. Door de bereiding van drinkwater en de daarbij vrijkomende afval-/reststoffen vanuit een integrale zienswijze te benaderen kan vorm en inhoud worden gegeven aan de begrippen reductie, hergebruik en nuttige inzet van afvalstoffen.

De aard en de samenstelling van de residuen gelden als maatgevende parameters voor hergebruik en nuttige inzet. Deze kunnen gezien worden als:

- de resultante van ruwwaterkwaliteit en het toegepaste zuiveringsproces en,
- de wijze waarop en de omstandigheden waaronder de residuen worden behandeld, verwerkt en opgeslagen.

Vergroting van de nuttige inzet van drinkwaterslib heeft daarom consequenties voor zowel de bereiding van drinkwater als de verwerking van het drinkwaterslib.

Voorbeelden van mogelijkheden of maatregelen in het zuiveringsproces om de nuttige inzet van drinkwaterslib te vergroten en/of de kwaliteit van het geproduceerde drinkwaterslib te verbeteren zijn:

- De kwaliteit van de grondstof. De ruwwaterbron moet een zo laag mogelijk gehalte aan gesuspendeerde stoffen als kleideeltjes, en algen bevatten.
- IJzerhoudend slib en daarmee ijzer als vlokmiddel biedt ten opzichte van aluminium betere perspectieven voor nuttige inzet.
- Toepassing van actief-koolfilters in plaats van poederkooldosering. De poederkool maakt daarmee deel uit van het drinkwaterslib.
- Toepassing van een hoogwaardige kwaliteit vlokmiddel.
- Plaatsing van korrelreactoren voor de ontharding van grondwater na beluchting en snelfiltratie. Ontharding van anaeroob (onbelucht) grondwater resulteert in een gemengd ijzer-/kalkslib uit de nageschakelde snelfilters.
- Toepassing van marmerfiltratie (ontzuring) in de zuivering van grondwater. Indien een marmerfilter gebruikt wordt voor de gelijktijdige verwijdering van ijzervlokken en het verhogen van de zuurgraad komen ten gevolgen van slijtage grote hoeveelheden kalk in het spoelwaterslib terecht. Gescheiden kalk- en ijzerslibstromen zouden verkregen kunnen worden door ontzuring en ontijzering gescheiden te laten plaatsvinden of door het gebruik van filtermateriaal met een grotere slijtvastheid.
- Intensieve beluchting van methaanhoudend grondwater kan de hoeveelheid biomassa in spoelwaterslib beperken. Hoge gehalten aan methaan in het opgepompte grondwater zorgen immers voor groei van biomassa in de snelfilters.

Voorbeelden van mogelijkheden en maatregelen bij de behandeling van slib en spoelwater om de inzet van drinkwaterslib te vergroten en/of de kwaliteit van het geproduceerde drinkwaterslib te verbeteren, zijn:

- Bij het terugspoelen van zandfilters wordt altijd filtermateriaal uitgespoeld. Met een zandvang kan het zand uit het spoelwater worden afgescheiden.
- Toepassing van betonnen bezinkers/indikers in plaats van aarden bezinkvijvers. Hierdoor voorkomt men verontreinigingen met plantenmateriaal en zand. Ook het ontwateringsproces wordt hierdoor vergemakkelijkt en er is een regelmatige slibafvoer mogelijk.
- Gescheiden opvang van spoelwater van ontijzerings/ontmanganingsfilters en onthardingsfilters. Kalk- en ijzerhoudend slib komen dan gescheiden vrij.
- Geen gebruik van reactieve toeslag zoals (on)gebluste kalk bij persfilterontwatering. Ook filtratiehulpmiddelen anders dan ferrichloride en polyelectrolyten, zoals bijvoorbeeld vliegias, zaagsel etc., dienen te worden vermeden.
- Langdurige opslag van slib kan tot veroudering leiden en daarmee de eigenschappen van het slib, bijvoorbeeld de oplosbaarheid in zuur, nadelig beïnvloeden.
- Kunstmatige ontwatering verdient over het algemeen de voorkeur boven ontwatering op droogbedden. Indien toch voor droogbedden gekozen wordt, dient dit droogbed op een juiste wijze bedreven te worden en geen opslag-(lagune) functie te krijgen.

7.1 Algemeen

De milieueffecten waarvan sprake is bij het toepassen van drinkwaterslib op rwzi's worden voornamelijk bepaald door:

- **de hoeveelheid slib**
het gaat hier om de totale hoeveelheid slib (bedrijfsafval) waarvan de beheerders van zowel het drinkwaterbedrijf als de rwzi zich zullen moeten ontdoen;
- **het transport**
het totale transport van slib en chemicaliën dat voor elk scenario nodig zal zijn, in ton/km per jaar;
- **de kwaliteit van effluent en zuiveringsslib**
Het belangrijkste aspect van de ijzerzouten en het drinkwaterslib is de verontreiniging met microverontreinigingen. Als zodanig zijn zware metalen voor ijzerzouten en drinkwaterslib relevant. Arseen verdient bijzondere aandacht omdat het in relatief hoge concentraties voorkomt in drinkwaterslib. Naast arseen zijn chroom, cadmium, lood, nikkel, koper, zink en kwik in de navolgende beschouwingen betrokken. Zowel voor het effluent van de rwzi's als voor het geproduceerde slib is de aanwezigheid van zware metalen een ongunstig aspect. Voor beide media zijn gehalten berekend;
- **de kooldioxideproductie**
drinkwaterslib bevat voor een deel calciumcarbonaat (CaCO_3). In de scenario's waarin drinkwaterslib wordt aangezuurd, zal dit carbonaat worden omgezet in o.a. water en kooldioxide (CO_2). De hoeveelheid CO_2 die daarbij geproduceerd wordt, is berekend;
- **chloride en sulfaat**
door het doseren van ijzerchloride of met zwavelzuur aangezuurd drinkwaterslib, worden de concentraties chloride en sulfaat verhoogd. De extra te lozen hoeveelheden chloride of sulfaat zijn berekend;
- **BZV₅-belasting**
het (aangezuurde) drinkwaterslib bevat organische stoffen die de rwzi extra zullen belasten. De omvang van die extra belasting is berekend.

In de volgende paragrafen zullen de milieu-effecten van scenario's 1, 3, 4 en 5 worden gekwantificeerd. Scenario 2 zal in paragraaf 7.4 worden uitgewerkt.

7.2 Uitgangspunten bij de kwantificering van de milieu-effecten van de toepassing van opgewerkt ijzerhoudend slib (scenario's 1, 3, 4 en 5)

de hoeveelheid slib van drinkwaterbedrijf en rwzi

Voor het drinkwaterslib zijn aannamen voor de productie (tonnen drogestof), de samenstelling en de mate waarin het ontwaterd is voor de diverse scenario's van belang. In tabel 4 zijn de gegevens die betrekking hebben op de samenstelling van het drinkwaterslib en op het ijzerchloride, dat in scenario 1 wordt gedoseerd, weergegeven. Voor de scenario's 3 t/m 5 is uitgegaan van een productie van 500 ton Fe per jaar hetgeen overeenkomt met 1316 ton slib drogestof per jaar. Deze hoeveelheid is ongeveer gelijk aan de ijzerbehoefte van een rwzi met een capaciteit van 250.000 i.e. met chemische defosfatering. De hoeveelheid drinkwaterslib kan dus worden toegepast op één rwzi.

Tabel 4: Gemiddelde samenstelling van drinkwaterslib en ijzerchloride

Parameter	Eenheid	Drinkwater-slib (Oppervl.water) ⁴⁾	Ijzerchloride 40 %ig ³⁾
Drogestofgehalte	gew. % gew. %	35 ¹⁾ 25 ²⁾	
IJzer [Fe]	gew % van ds	38	
IJzerhydroxide [Fe(OH) ₃]	gew % van ds	77	
Calciumcarbonaat [CaCO ₃]	gew % van ds	6	
Overige anorg. stoffen	gew % van ds	7	
Organische stoffen	gew % van ds	10	
IJzer [Fe]	gew. %		13,8
<u>Zware metalen</u>			
Koper [Cu]	mg/kg Fe	1000	220
Chroom [Cr]	mg/kg Fe	200	290
Zink [Zn]	mg/kg Fe	360	110
Lood [Pb]	mg/kg Fe	50	22
Cadmium [Cd]	mg/kg Fe	4	3,6
Nikkel [Ni]	mg/kg Fe	160	250
Kwik [Hg]	mg/kg Fe	0,3	0,07
Arseen [As]	mg/kg Fe	150	7,3
¹⁾ scenario 1; alleen bij storten ²⁾ scenario 3 t/m 5; ten behoeve van opwerking ³⁾ door leverancier gegarandeerde kwaliteit ⁴⁾ zie tabellen 1 en 2 hoofdstuk 2			

Voor de hoeveelheden (biologisch) slib die in de rwzi's ontstaan, is uitgegaan van 41 gram drogestof (ds) per inwonerequivalent per dag, een gemiddelde waarde voor aëratietank-installaties in Nederland [7].

Door het doseren van ijzerzouten in de vorm van FeCl₃ of drinkwaterslib ontstaat extra (chemisch slib) in de vorm van onoplosbare ijzerverbindingen. In scenario 1 waar 40 %-ig ijzerchloride, FeCl₃, gedoseerd wordt, is uitgegaan van omzetting van al het te verwijderen fosfaat in onoplosbaar ijzerfosfaat FePO₄. Voor de gedoseerde overmaat aan Fe is gerekend met omzetting tot ijzerhydroxide Fe(OH)₃.

In de scenario's 3 t/m 5 is gerekend met dezelfde omzettingen tot ijzerfosfaat en ijzerhydroxide als in scenario 1.

In de scenario's 3 t/m 5 ontstaat voorts extra slib, afkomstig van de macroverontreinigingen die met het drinkwaterslib mee worden gedoseerd, zoals organische stoffen en anorganische stoffen (vnl klei). De hoeveelheid extra slib die ontstaat is derhalve afhankelijk van de hoeveelheid en de aard van de macroverontreinigingen in het drinkwaterslib. Om voor de senario's de maximaal optredende negatieve effecten in beeld te brengen, is uitgegaan van een "worst case" situatie. Hierbij is gerekend met ijzerhoudend drinkwaterslib afkomstig van waterleidingbedrijven (WLB) die oppervlaktewater zuiveren. In tabel 4 is hiervan de samenstelling gegeven. Dit slib bevat gemiddeld aan arseen 58 mg/kg drogestof. Omdat dit groter is dan 50 mg/kg moet dit slib gekwalificeerd worden als gevaarlijke afvalstof. Veel drinkwaterslib bevat aanzienlijk minder arseen.

Uitgaande van de macroverontreinigingen is de extra slibproductie berekend, waarbij de volgende uitgangspunten zijn gehanteerd:

- organische stof wordt gedeeltelijk biologisch afgebroken in de rwzi. Gerekend is met een afbraak van 45 %;
- calciumcarbonaat lost volledig op bij aanzuring van het drinkwaterslib (scenario's 3 t/m 5);
- overige anorganische verontreinigingen dragen voor 100% bij aan de extra slibproductie op de rwzi's.

Voor de af te voeren en te verwerken hoeveelheden slib is uitgegaan van mechanische ontwatering van het drinkwaterslib tot een drogestofgehalte van 35% in scenario 1 en tot 25% in scenario's 3, 4 en 5. Zuiveringsslib wordt in alle scenario's kunstmatig ontwaterd tot een drogestofgehalte van 25%.

het transport

Voor de hierna aangegeven stoffen is gerekend met de aangegeven transportafstanden in de betreffende scenario's:

- slib van waterleidingbedrijf (WLB)	naar stort	50 km (scen. 1)
- slib van RWZI	naar verwerking	50 km (scen. 1,3,4 en 5)
- slib/aangezuurd slib van WLB	naar RWZI	50 km (scenario 3 en 4)
- slib van WLB	naar COI ¹⁾	100 km (scen. 5)
- aangezuurd slib van COI	naar RWZI	100 km (scen. 5)
- handelschemicaliën	naar afnamepunt	200 km (scen. 1,3,4 en 5)

¹⁾ Centrale Opwerkings Installatie

Uitgaand van transporteenheden die vol naar hun bestemming gaan en leeg terugkeren wordt voor elk transport met tweemaal de transportafstand gerekend.

de kwaliteit van effluent en zuiveringsslib

Voor de concentraties zware metalen in het oorspronkelijke slib is uitgegaan van de (gewogen) gemiddelde concentraties in drinkwaterslib (zie tabel 2) en in zuiveringsslib van een gemiddelde rwzi (actiefslibinstallatie) waarbij geen ijzerdosering plaatsvindt [7].

Voor scenario 1 waarin ijzerchloride gedoseerd wordt, is de toegevoegde vracht aan zware metalen berekend uit de te doseren Fe-vracht (ton/j) en de concentraties zware metalen uit het handelsproduct zoals in tabel 4 zijn aangegeven.

Voor de scenario's 3 t/m 5 is gerekend met de te doseren Fe-vracht uit het opgewerkte drinkwaterslib en de concentraties zware metalen zoals in tabel 4 zijn aangegeven. Het arseengehalte in dit slib bedraagt 150 mg/kg Fe hetgeen overeenkomt met 58 mg/kg drogestof (ds).

Op basis van gegevens van CUWVO-onderzoek naar de hoeveelheid zware metalen, die wordt geloosd of in het slib achterblijft [10], zijn voor de scenario's de concentraties zware metalen in effluent en zuiveringsslib bepaald. Het verwijderingspercentage van de aangevoerde zware metalen door de rwzi bedraagt volgens CUWVO:

- koper	: 70 %
- chroom	: 60 %
- zink	: 70 %
- lood	: 60 %
- cadmium	: 60 %
- nikkel	: 30 %
- kwik	: 70 %
- arseen	: 50 %

Door de precipitatie met ijzer kan het percentage zware metalen dat in de rwzi wordt verwijderd, worden beïnvloed. Omdat dit effect uit de literatuur niet eenduidig kon worden vastgesteld, zijn evenwel de bovengenoemde verwijderingspercentages ongewijzigd aangehouden.

De verwijderde zware metalen worden in het slib geadsorbeerd. De resterende zware metalen worden met het effluent geloosd.

de kooldioxideproductie

Uit de te doseren hoeveelheid drinkwaterslib en de concentratie calciumcarbonaat (6 % van de drogestof) is de te vormen hoeveelheid kooldioxide berekend.

chloride en sulfaat

De extra hoeveelheid chloride die in scenario 1 met het effluent geloosd wordt, is berekend uit de molverhouding van chloride en ijzer in ferrichloride (3:1). Voor het berekenen van de hoeveelheid te lozen sulfaat in scenario 3, 4 en 5 is uitgegaan van een H⁺/Fe verhouding van 3 bij het opwerken van ijzerhoudend slib.

BZV₅-belasting

Voor het berekenen van de BZV₅-belasting wordt uitgegaan van een organisch-stofgehalte in het drinkwaterslib van 10 % van de drogestof. Voorts wordt gerekend met een CZV : organische stof verhouding van 1,4 : 1 en een CZV : BZV₅-verhouding van 2,5 : 1. Afhankelijk van de locatie kan laatstgenoemde verhouding hoger zijn, maar uitgaande van de "worst case"- benadering is daar niet mee gerekend.

7.3 Resultaten van de berekeningen

Tabel 5

Productie- en storthoeveelheden van slib; scenario's 1 en 3 t/m 5 (500 ton Fe/jaar)

Slibsoort	Scenario 1		Scenario 3 t/m 5	
	ton/j	%	ton/j	%
Drinkwaterbedrijf	1.316	21		
Rioolwaterzuiveringsinstallatie				
- biologisch slib	3.741		3.741	
- chemisch slib	1.085		1.085	
- extra slib				
(uit organisch)			73	
(uit calciumcarbonaat)			93	
(uit overig anorganisch)				
	+ -----		+ -----	
Subtotaal	4.826	79	4.992	
Totaal	6.142	100	4.992	81
In kg per jaar per ie	24,6		20	
Te storten				
Drinkwaterslib (35 % ds)	3.760	16		
Rioolwaterz.slib (25 % ds)	19.304	84	19.968	
	+ -----		+ -----	
	23.064	100	19.968	87

de hoeveelheid slib van drinkwaterbedrijf en rwzi

Voor de hoeveelheid slib die door het drinkwaterbedrijf geproduceerd wordt, is uitgegaan van:

- slibproductie per jaar : 1.316 ton drogestof (ds)

Voor de hoeveelheid slib die door een gemiddelde rwzi van 250.000 i.e. per dag geproduceerd wordt, zonder dosering van ijzerzouten of drinkwaterslib, is uitgegaan van:

- $250.000 \cdot 0,041$: 10.250 kg ds per dag
- $10.250 \cdot 365 / 1000$: 3.741 ton ds per jaar

Voor de scenario's 1, 3, 4 en 5 zijn de berekende slibhoeveelheden in tabel 5 gegeven:

Uit tabel 5 blijkt dat de totale slibproductie (ijzerhoudend slib en zuiveringsslib) bij de scenario's 3 t/m 5 19 % lager ligt ten opzichte van scenario 1. Omdat het slib van de rwzi's minder ver ontwaterd wordt dan het drinkwaterslib, is de te storten hoeveelheid aan drogestof 13% minder.

het transport

Voor de scenario's zijn de transportaspecten voor slib en chemicaliën berekend en met elkaar vergeleken. De resultaten zijn in tabel 6 samengevat.

Tabel 6

Transport voor drinkwaterslib, zuiveringsslib en chemicaliën (500 ton Fe per jaar)

Scenario's	afstand x hoeveelheid per jaar	
	ton materiaal*km/jaar	% t.o.v. scenario 1
1	$3,77 \times 10^6$	100
3	$3,22 \times 10^6$	85
4	$3,08 \times 10^6$	82
5	$4,94 \times 10^6$	131

Van de scenario's met gebruik van het drinkwaterslib voor defosfatering in de rwzi's blijkt scenario 5 met de centrale opwerkingsinstallatie voor het drinkwaterslib het meeste transport vergt (31 % meer dan scenario 1). Scenario 4 (opwerking van het drinkwaterslib op de rwzi) transporttechnisch gezien het gunstigst (18 % minder transport dan bij scenario 1). De verschillen met scenario 3 (opwerken bij het drinkwaterbedrijf) zijn overigens beperkt. Bij het berekenen van het transport voor de scenario's 3 t/m 5 is uitgegaan van transport van rwzi-slib met 25 % drogestof en drinkwaterslib met 25% drogestof, waarbij aan dit slib eventueel geconcentreerd zwavelzuur (96 %) is toegevoegd.

de kwaliteit van effluent en zuiveringsslib

In tabel 7 zijn de concentraties zware metalen in het effluent van de rwzi samengevat voor de onderzochte scenario's 1 en 3 t/m 5 en voor een gemiddelde rwzi (actiefslibinstallatie), waarbij geen ijzerdosering plaatsvindt [7]. Voorts zijn de streef- en toetsingswaarden (Milbowa) [35] in de tabel opgenomen. De concentraties van de scenario's 3 t/m 5 en van de gemiddelde rwzi zijn vergeleken met de resultaten van scenario 1 (dosering van ijzerchloride als referentiepunt).

Uit de resultaten blijkt dat bij de gemiddelde rwzi en voor alle scenario's de Milbowa-grenswaarden voor koper, zink, cadmium, nikkel en kwik (aanzienlijk) zijn overschreden.

Tabel 7

Concentraties zware metalen in het effluent van de gemiddelde rwzi (actiefslib) en voor de berekende waarden voor scenario's 1, 3, 4 en 5. (500 ton Fe per jaar)

Metaal	Gem. rwzi (actiefslib)		Scenario 1		Scenario's 3 t/m 5		Milbowa streef- toets- waarde ingsw.	
	µg/l	%	µg/l	%	µg/l	%	µg/l	µg/l
Koper	32,4	97	33,9	100	39,4	116	3	3
Chroom	8,9	77	11,6	100	10,8	93	5	20
Zink	76,2	99	76,9	100	78,7	102	9	30
Lood	24,1	99	24,3	100	24,6	101	4	25
Cadmium	0,4	93	0,45	100	0,45	100	0,05	0,2
Nikkel	14,6	78	18,7	100	17,2	92	9	10
Kwik	0,16	100	0,16	100	0,16	101	0,02	0,03
Arseen	1,2	93	1,2	100	2,9	233	5	10

Van chroom en nikkel bevinden de concentraties zich tussen de streef- en de grenswaarden. Bij de scenario's 3 t/m 5 wordt de arseenconcentratie in het effluent, relatief gezien, aanmerkelijk verhoogd (+133 %) door het arseen dat uit het drinkwaterslib afkomstig is. De Milbowa-streefwaarde voor arseen wordt echter bij geen van de scenario's overschreden. In tabel 8 zijn voor de scenario's 1 en 3 t/m 5 en voor de gemiddelde rwzi (actiefslibinstallatie) waarbij geen ijzerdosering plaatsvindt, de concentraties zware metalen in het slib samen gevat. Ook zijn de samenstellingseisen volgens "Boom" [27] in de tabel opgenomen.

Tabel 8

Concentraties van de zware metalen (mg/kg ds) in het slib van de gemiddelde rwzi (actiefslib) en voor de scenario's 1 en 3 t/m 5 (500 ton Fe per jaar).

Metaal	Gem. rwzi (actiefslib)		Scenario-1		Scenario's 3 t/m 5		eisen "BOOM" 01-01-'95
	mg/kg	%	mg/kg	%	mg/kg	%	mg/kg ds ¹⁾
Koper	435	123	353	100	397	112	75
Chroom	77	99	78	100	69	90	75
Zink	1023	128	801	100	792	99	300
Lood	208	128	163	100	159	98	100
Cadmium	3,6	119	3,0	100	2,9	97	1,25
Nikkel	36	101	36	100	32	89	30
Kwik	2,1	129	1,6	100	1,6	98	0,75
Arseen	6,7	120	5,6	100	12,6	226	15

¹⁾ organische stofgehalte dient ten minste 50 % van de drogestof te zijn.

In de scenario's 3 t/m 5 blijken de concentraties van de meeste zware metalen in het slib wat lager te zijn dan in scenario 1 (1 tot 11 %). Door de iets hogere slibproductie bij het gebruik van drinkwaterslib zijn de concentraties zware metalen verder "verdund". Het kopergehalte is bij de scenario's 3 t/m 5 echter hoger (12 %). Voorts is het arseengehalte veel hoger (+126 %).

Ook hier laat de vergelijking met de kwaliteitseisen volgens "Boom" zien dat vrijwel niet aan de "Boom"-eisen wordt voldaan. Alleen de arseengehalten in het slib van de gemiddelde rwzi en van de weergegeven scenario's, en het chroomgehalte van de scenario's 3 t/m 5 zijn lager.

Uit de vergelijkingen blijkt dat de concentraties zware metalen in zowel het effluent als het slib van de rwzi's niet in belangrijke mate worden verhoogd door het gebruik van drinkwaterslib. Alleen het arseengehalte neemt relatief sterk toe in zowel het effluent van de rwzi als in het slib. Voor slib met als eindbestemming een gecontroleerde stort (al dan niet via drogen, verbranden, natte-oxidatie of composteren), zijn de milieuhygiënische bezwaren beperkt. Bezwaren tegen een diffuse verspreiding van een grotere hoeveelheid arseen via het effluent zijn evident. De absolute concentraties arseen in het effluent van alle scenario's blijven echter laag en blijven ruim onder de streefwaarde volgens Milbowa. Bovendien is uit laboratoriumexperimenten gebleken dat het verwijderingsrendement van arseen bij het gebruik van driewaardig ijzer veel hoger kan liggen (>90%) dan de 50% die voor deze exercitie is aangenomen (niet gepubliceerd onderzoek Kiwa, 1993).

de kooldioxideproductie

Tijdens het aanzuren van drinkwaterslib wordt kooldioxide (CO_2) vrijgemaakt uit het aanwezige calciumcarbonaat.

Uitgaand van 6 % calciumcarbonaat in het slib ontstaat aan kooldioxide per dag:

$$0,06 \times 3629 \times 44/100 = 96 \text{ kg.}$$

Berekend werd dat deze hoeveelheid minder is dan 1 % van de hoeveelheid kooldioxide die ontstaat bij de oxidatieve omzettingsprocessen van organisch materiaal in een rwzi van 250.000 i.e. zoals in de scenario's is omschreven. De vrijgemaakte hoeveelheid CO_2 zal overigens later in het proces weer door de calciumionen worden gebonden tot calciumcarbonaat. Per saldo zal het resultaat van het vrijmaken en binden van CO_2 waarschijnlijk nul zijn.

chloride en sulfaat

Door het doseren van ijzerchloride of met zwavelzuur opgelost drinkwaterslib wordt de hoeveelheid chloride respectievelijk sulfaat in het effluent van de rwzi verhoogd. In scenario 1 wordt per dag circa 2.600 kg Cl^- geloosd. Het chloridegehalte in het effluent wordt hierdoor met 44 mg/l verhoogd. Bij de scenario's 3 t/m 5 wordt dagelijks circa 3.800 kg SO_4^{2-} geloosd, hetgeen overeenkomt met 64 mg SO_4^{2-} per liter in het effluent. Het toevoegen van een dergelijke hoeveelheid sulfaat aan zoet water kan ongewenst zijn. Het oplossen van drinkwaterslib in zoutzuur kan om deze reden de voorkeur krijgen. Ondanks de hogere kosten die aan het gebruik van zoutzuur verbonden zijn. Bij het toepassen van met zoutzuur behandeld drinkwaterslib is de belasting van het effluent met chloride vergelijkbaar met de belasting in scenario 1.

BZV₅-belasting

De organische stof die aanwezig is in het drinkwaterslib vormt een extra belasting met afbreekbaar materiaal voor de rwzi. In de scenario's 3 t/m 5 bedraagt de dagelijkse hoeveelheid organische stof in het aangezuurde drinkwaterslib 360 kg. Dit komt ongeveer overeen met een extra belasting van:

$$360 \times 1,4 / 2,5 = 202 \text{ kg BZV}_5$$

Dit is minder dan 2% van de totale BZV₅-belasting van de in de scenario's beschreven rwzi's. De met deze belasting samenhangende extra beluchtingskosten bedragen circa 3 cent per kg ijzer en zijn derhalve te verwaarlozen.

7.4 Milieuaspecten van de toepassing van onbewerkt ijzerhoudend slib in de slibgisting (scenario 2)

Bij scenario 2 is gekozen voor een dosering in de slibgisting van 125 ton ijzer per jaar in de vorm van onbewerkt ijzerhoudend drinkwaterslib. Indien de doelstelling van deze ijzerdosering zich beperkt tot de binding van sulfide in de slibgisting kan volstaan worden met een dosering van 25 ton ijzer per jaar. De keuze voor een hogere dosering is gemaakt omdat de milieueffecten van een zeer lage dosering nauwelijks significant zijn. Bovendien kan de hogere dosering in de slibgisting fosfaatbinding als additionele doelstelling hebben (figuur 8 paragraaf 4.3). Het ijzerslib wordt dan ingezet om fosfaat-release in de slibgisting tegen te gaan. Fosfaat-release in de slibgisting kan in bepaalde gevallen de oorzaak zijn van een lager verwijderingsrendement in geval van biologische P-binding in de waterlijn.

Uitgangspunten

Voor de berekeningen zijn globaal de uitgangspunten gehanteerd zoals vermeld in paragraaf 7.2. De verschillen zijn:

- De transportafstanden voor slib naar verwerking en van het ijzerhoudende slib naar de rwzi bedragen beide 50 kilometer.
- dosering van 125 ton ijzer per jaar
- transport van ijzerslib van het drinkwaterbedrijf naar de rwzi als 10 gew% ijzerslib

Scenario 2 wordt vervolgens vergeleken met scenario 1 (doserend ferrichloride) met dien verstande dat bij scenario 1 nu ook 125 ton ijzer per jaar wordt gedoseerd. Hierbij wordt tevens verondersteld dat ijzerslib dezelfde effectiviteit heeft bij het binden van fosfaat en sulfide in de slibgisting als ferrichloride. Het in het drinkwaterslib aanwezige calciumcarbonaat komt in ongewijzigde vorm in het zuiveringsslib terecht.

de hoeveelheid slib van drinkwaterbedrijf en rwzi

Uit tabel 9 blijkt dat de totale slibproductie 5% (als drogestof) lager ligt ten opzichte van scenario 1. Deze relatief kleine afname is een gevolg van het feit dat een drinkwaterbedrijf met een slibproductie van 1316 ton drogestof in scenario 2 nog steeds 75% van de slibproductie naar het stort af moet voeren. In tonnen te storten slib is de slibproductie slechts 3% lager.

het transport

Voor scenario 2 zijn 96% van de transportbewegingen nodig vergeleken met scenario 1

de kwaliteit van effluent en zuiveringsslib

Tabel 10 en 11 geven inzicht in de veranderingen in concentraties van zware metalen in het effluent en het slib bij het gebruik van ferrichloride en ijzerslib in de slibgisting. Uit deze tabellen kunnen dezelfde conclusies getrokken worden als uit de tabellen 7 en 8. De effecten zijn minder uitgesproken doordat de ijzerdosering slechts een kwart is van de dosering in de scenario's 3, 4 en 5. Bij deze berekeningen is uitgegaan van de verwijderingspercentages zoals genoemd in paragraaf 7.2. Dit uitgangspunt is echter discutabel omdat het de vraag is of de zware metalen in de slibgisting uit het ijzerslib vrijgemaakt worden en zo ja of deze vrijgemaakte zware metalen naar de waterlijn worden teruggevoerd. Informatie over betrouwbare verwijderingspercentages kan alleen verkregen worden uit onderzoek op praktijkschaal.

de kooldioxide productie

Omdat het slib niet behandeld hoeft te worden met zuur wordt carbonaat niet omgezet in CO₂.

Tabel 9

Productie- en storthoeveelheden van slib; scenario's 1 en 2 (125 ton Fe per jaar).

Slibsoort	Scenario 1		Scenario 2	
	ton/j	%	ton/j	%
Drinkwaterbedrijf	1.316	24	987	18
Rioolwaterzuiveringsinstallatie				
- biologisch slib	3.741		3.741	
- chemisch slib	341		341	
- extra slib				
(uit organisch)			18	
(uit calciumcarbonaat)			25	
(uit overig anorganisch)			25	
	+ -----		+ -----	
Subtotaal	4.082	76	4.150	77
Totaal	5.398	100	5.137	95
In kg per jaar per ie	21,6		20,5	
Te storten				
Drinkwaterslib (35 % ds)	3.760	19	2.820	14
Rioolwaterz.slib (25 % ds)	16.328	81	16.600	83
	+ -----		+ -----	
	20.088	100	19.420	97

Tabel 10

Concentraties zware metalen in het effluent van de gemiddelde rwzi (actiefslib) en voor de berekende waarden voor scenario's 1 en 2 (125 to Fe per jaar).

Metaal	Gem. rwzi (actiefslib)		Scenario 1		Scenario's 3 t/m 5		Milbowa streef- toets- waarde ingsw.	
	µg/l	%	µg/l	%	µg/l	%	µg/l	µg/l
Koper	32,4	99	32,8	100	34,1	104	3	3
Chroom	8,9	93	9,6	100	9,4	98	5	20
Zink	76,2	100	76,4	100	76,8	101	9	30
Lood	24,1	100	24,2	100	24,2	100	4	25
Cadmium	0,4	100	0,4	100	0,4	100	0,05	0,2
Nikkel	14,6	107	15,6	100	15,2	98	9	10
Kwik	0,16	100	0,16	100	0,16	100	0,02	0,03
Arseen	1,2	100	1,2	100	1,6	135	5	10

chloride en sulfaat

Omdat in scenario 2 ijzer gedoseerd wordt in de vorm van ijzerhydroxide worden er geen extra anionen aan het rioolwater toegevoegd. In scenario 1 zou er bij een zelfde dosering 650 kg chloride per dag worden geloosd. Dit betekent bij scenario 2 een verminderde belasting van 11 mg chloride per liter effluent.

Tabel 11

Concentraties van de zware metalen in het slib van de gemiddelde rwzi (actiefslib), voor scenario 1 (125 ton Fe per jaar) en voor scenario 2.

Metaal	Gem. rwzi (actiefslib)		Scenario-1 125 ton Fe per jaar		Scenario-2		eisen "Boom" 01-01-'95
	mg/kg	%	mg/kg	%	mg/kg	%	mg/kg ds ¹⁾
Koper	435	108	403	100	413	102	75
Chroom	77	101	79	100	73	96	75
Zink	1023	109	940	100	930	99	300
Lood	208	109	191	100	188	99	100
Cadmium	3,6	107	3,4	100	3	98	1,25
Nikkel	36	102	35	100	34	96	30
Kwik	2,1	109	1,9	100	1,9	99	0,75
Arseen	6,7	107	6,3	100	8,3	133	15
¹⁾ organische stofgehalte dient ten minste 50 % van de drogestof te zijn.							

BZV₅ -belasting

De extra belasting van ongeveer 25 kg BZV₅ komt in de slibgisting terecht.

7.5 Samenvatting van de milieueffecten

Tabel 12

Evaluatie van de milieueffecten volgens de milieuthema's van het NMP.

Milieuthema's	Scenario's				
	1	2 ²⁾	3	4	5
1. Verandering klimaat - CO ₂ - uitstoot ¹⁾	0	+	+	+	-
2. Verzuring - Emissie NO _x ¹⁾	0	+	+	+	-
3. Vermesting (n.v.t.)					
4. Verspreiding prioritaire stoffen - zware metalen	0	-	-	-	0/-
5. Verwijdering afval stoffen - verbetering van de verwerking - hergebruik en preventie	0	+	++	++	++
6. Verstoring - geluid ¹⁾ - stank ¹⁾ - lokale luchtverontreiniging ¹⁾	0	+	+	+	-
¹⁾ Als gevolg van transport ²⁾ Scenario 2 is vergeleken met scenario 1 waarbij in beide scenario's 125 ton Fe per jaar aan de slibgisting gedoseerd wordt.					

Verklaring van de tekens: ++= zeer gunstig += gunstig 0= referentie -= ongunstig

De in voorgaande paragraaf berekende milieueffecten zijn samengevat en geëvalueerd in de matrix die in tabel 11 is gegeven. In deze tabel zijn de milieuthema's weergegeven volgens het Nationaal Milieu Beleidsplan [50]. Voor de relevante thema's zijn de verschillende scenario's met elkaar vergeleken, waarbij scenario 1 als referentie is gebruikt. Opgemerkt moet worden dat de negatieve en positieve milieueffecten in de thema's 1, 2 en 6 uitsluitend een gevolg zijn van meer en minder transportbewegingen in de verschillende scenario's. In de tabel komt niet tot uitdrukking wat de zwaarte is van een bepaald positief of negatief oordeel bij een betreffend milieuthema.

8.1 Uitgangspunten voor de slibsamenvestelling

Voor elk scenario voor de toepassing van drinkwaterslib op rwzi's is op macro-economische schaal de haalbaarheid onderzocht, door elk scenario in kosten uit te drukken en deze kosten te vergelijken met scenario 1 (geen toepassing). Daarbij zijn de totale kosten van zowel het waterleidingbedrijf als de rwzi in beschouwing genomen.

Bij de bepaling van de stichtingskosten van de benodigde aanzuurinstallaties is uitgegaan van dosering van H_2SO_4 en een procesopzet bestaande uit de onderdelen:

- een opslag voor het ruwe slib;
- pompen;
- reactorvaten;
- opslag en doseerinrichting voor H_2SO_4 ;
- een opslag voor het aangezuurde slib;
- elektrotechnische voorzieningen en besturing.

Bij de bepaling van de aan de verschillende scenario's verbonden kosten liggen verschillende slibkwaliteiten ten grondslag. De bij de kostenbepaling gehanteerde slibkwaliteiten zijn weergegeven in tabel 12.

Tabel 13

Uitgangspunten voor de slibsamenvestelling

aspect	uitgangspunt	eenheid	opmerkingen
drogestofpercentage	35	gewichts-%	ontwatering + verdere afzet drinkwaterslib
	25	gewichts-%	ontwatering + verdere afzet rwzi-slib
	10	gewichts-%	ontwatering en onbehandeld toepassen (scenario 2)
	25	gewichts-%	ontwatering en toepassing aangezuurd drinkwaterslib
ijzergehalte	37	% van drogestof	gemiddelde waarde

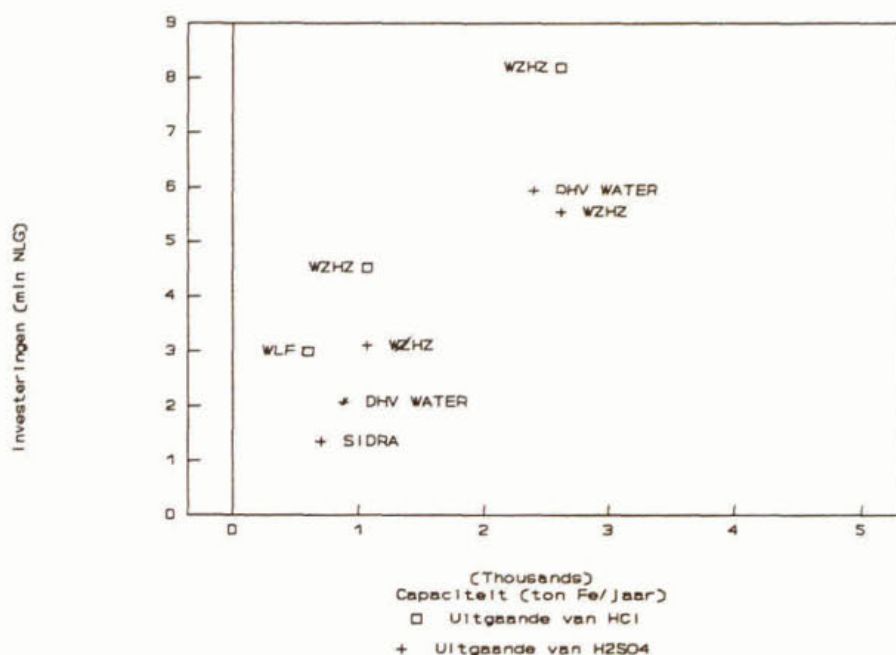
8.2 Uitgangspunten bij de bepaling van de kosten

Om inzicht te krijgen in de onderlinge verhouding tussen de kosten en de baten van de toepassing van drinkwaterslib is bij de bepaling van de exploitatiekosten voor elk scenario uitgegaan van de volgende kostencomponenten:

- kapitaalslasten voor de aanzuring van het drinkwaterslib;
- kapitaalslasten van de doseerinrichting voor drinkwaterslib met 10% drogestof;
- kapitaalslasten van de doseerinrichting voor ferrichloride bij scenario 1;
- kosten van ferrichloride (bij scenario 1);
- energiekosten, H_2SO_4 - en schuimremmeverbruik;
- kosten voor onderhoud, bediening en administratie;
- kosten voor slibtransport;
- kosten voor slibontwatering;
- kosten voor de verdere verwerking en afzet van het slib.

8.3 De stichtingskosten

Bij de bepaling van de stichtingskosten voor een aanzuurinstallatie van drinkwaterslib is gebruik gemaakt van beschikbare ramingen van verschillende bedrijven. Deze ramingen komen niet alle overeen met de eerder aangegeven procesopzet. Om de ramingen qua kosten vergelijkbaar te maken zijn hierin enkele aanpassingen doorgevoerd. De resultaten van deze aanpassingen zijn weergegeven in figuur 14.



Figuur 15 Ramingen van de stichtingskosten voor een opwerkingsinstallatie van drinkwaterslib

De stichtingskosten voor een ferrichloridedoseerinstallatie, bestaande uit een opslag en doseerinrichting, worden op basis van de ter beschikking staande ramingen geschat op 640.000 NLG, uitgaande van een capaciteit van 500 ton Fe/jaar.

De stichtingskosten voor een drinkwaterslibdoseerinstallatie, bestaande uit een opslag en doseerinrichting, worden op basis van de beschikbare gegevens geraamd op 75% van de stichtingskosten voor een aanzuurinstallatie. Hierbij wordt er vanuit gegaan dat de besparingen voor reactievaten en zuuropslag slechts gedeeltelijk opwegen tegen de extra kosten voor de aanzienlijk grotere faciliteiten voor de opslag en dosering van slib met een laag drogestofgehalte (10%).

8.4 De exploitatiekosten

De kostprijs van ferrichloride is geschat op basis van informatie van producenten en leveranciers. Het energieverbruik is geschat op basis van de beschikbare kostenramingen. Voor het chemicaliënverbruik is een mol/mol verhouding voor H^+/Fe van 3 aangehouden. De kosten voor slibontwatering zijn afhankelijk van het vereiste drogestofgehalte en de toegepaste techniek. Alleen de kosten voor ontwatering van het chemisch slib (door ijzerdosering op de rwzi's) en het extra slib (door niet ijzerhoudende stoffen in het drinkwaterslib) zijn in

rekening gebracht. De kosten voor verdere verwerking en afzet van slib worden met het oog op de toekomstige ontwikkelingen (alternatieve verwerkingsmethoden als verbranden, composteren, etc.) geschat op 250 NLG/ton.

De overige uitgangspunten bij de berekening van de exploitatiekosten zijn in tabel 13 weergegeven.

Tabel 14

Uitgangspunten bij de kostenberekeningen

	componenten	uitgangspunten #		opmerkingen				
kapitaalslasten	rentevoet afschrijvingstermijn	8 15	% jaar					
energie- en chemicaliënverbruik	energieverbruik	37,5 75	kWh/ton ds kWh/ton ds	scenario 1 en 2 overige scenario's				
	energieprijs	0,20	NLG/kWh					
	kosten FeCl ₃	80	NLG/kmol Fe					
	kosten H ₂ SO ₄	10	NLG/kmol H ⁺					
	kosten schuimremmer	10	NLG/kg					
	dosering schuimremmer	0,3	kg/kmol Fe					
onderhoud, bediening en administratie	onderhoud bediening	2 52 104 520	% van invest. mandagen/jaar mandagen/jaar mandagen/jaar	scenario 1 en 2 scenario 3 en 4 scenario 5 scenario 1 en 2 scenario 3 en 4 scenario 5				
		administratie	0,5 1 2		d./100 ton Fe d./100 ton Fe d./100 ton Fe			
			loonkosten		400	NLG/dag		
			transport drinkwaterslib		transportafstanden	50 100	km km *	scenario's 1 t/m 4 scenario 5 bij 50 km bij 100 km
	transportkosten	18 25				NLG/ton NLG/ton		
		slibontwatering en slibverwerking			kosten ontwatering	423 470	NLG/ton ds NLG/ton ds	
	kosten verdere verwerking en afzet				250	NLG/ton		
	* 100 km heen en terug # exclusief BTW, prijspeil 1994							

8.5 Totale kosten van de toepassing van drinkwaterslib op rwzi's voor de vijf scenario's

Voor de vijf scenario's zijn, op grond van voorgaande uitgangspunten en aannamen, de totale macro-economische kosten bepaald. De resultaten zijn weergegeven in tabel 14 en figuur 15. Uit tabel 14 blijkt dat de toepassing van drinkwaterslib in alle scenario's goedkoper is dan scenario 1: geen toepassing van drinkwaterslib.

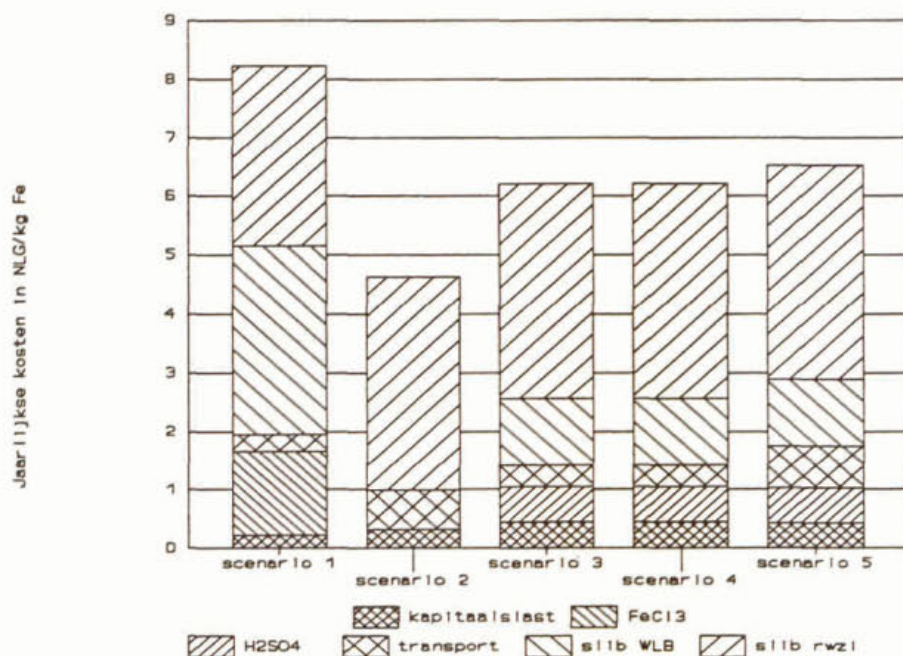
De toepassing van niet aangezuurd drinkwaterslib is het goedkoopst; er worden geen ferrichloride en zwavelzuur gedoseerd en de kosten voor de slibbehandeling op het waterleidingbedrijf zijn gering (geen ontwatering).

Tabel 15

Totale kosten van de toepassing van drinkwaterslib op rwzi's

	scenario 1	scenario 2*	scenario 3	scenario 4	scenario 5
hoeveelheid ijzer (ton Fe per jaar)	500	125	500	500	2500
stichtingskosten (miljoenen NLG)	0,64	0,24	1,28	1,28	5,60
jaarlijkse exploitatiekosten (NLG/kg Fe):					
-kapitaalslasten (+ overige lasten)	0,23	0,31	0,45	0,45	0,43
-ferrichloride	1,43	0,00	0,00	0,00	0,00
-H ₂ SO ₄ (+ schuimremmer)	0,00	0,00	0,59	0,59	0,59
-transport drinkwaterslib	0,30	0,68	0,38	0,38	0,72
-ontwatering en afzet slib door wlb	3,20	0,00	1,14	1,14	1,14
-ontwatering en afzet slib door rwzi	3,07	3,64	3,64	3,64	3,64
totale jaarlijkse exploitatiekosten (NLG/kg Fe)	8,23	4,63	6,21	6,21	6,52

*= toepassing onbewerkt ijzerslib in de slibgisting (beperkt toepasbaar!)



Figuur 16 Totale kosten van de toepassing van drinkwaterslib op rwzi's

8.6 De gevoeligheid van de kostenberekeningen

De uitkomsten van de kostenberekeningen zijn voor een groot deel afhankelijk van de gehanteerde uitgangspunten. In deze rapportage is een zevental uitgangspunten nader beschouwd.

- De zuur- en proceskeuze

De proceskeuze en het procesontwerp van de aanzuurinstallatie voor het aanzuren van drinkwaterslib bepalen in hoge mate de kosten voor toepassing van drinkwaterslib op rwzi's. Er kan onder specifieke omstandigheden een voorkeur bestaan voor aanzuring met HCl. Bij het gebruik van HCl in plaats van H_2SO_4 zijn zowel de kosten voor de chemicaliën als ook de stichtingskosten hoger (respectievelijk circa 100% en 50%). De stichtingskosten zijn hoger als gevolg van:

- een bijna vier maal grotere opslag- en pompcapaciteit;
- de noodzaak van een gaswasser.

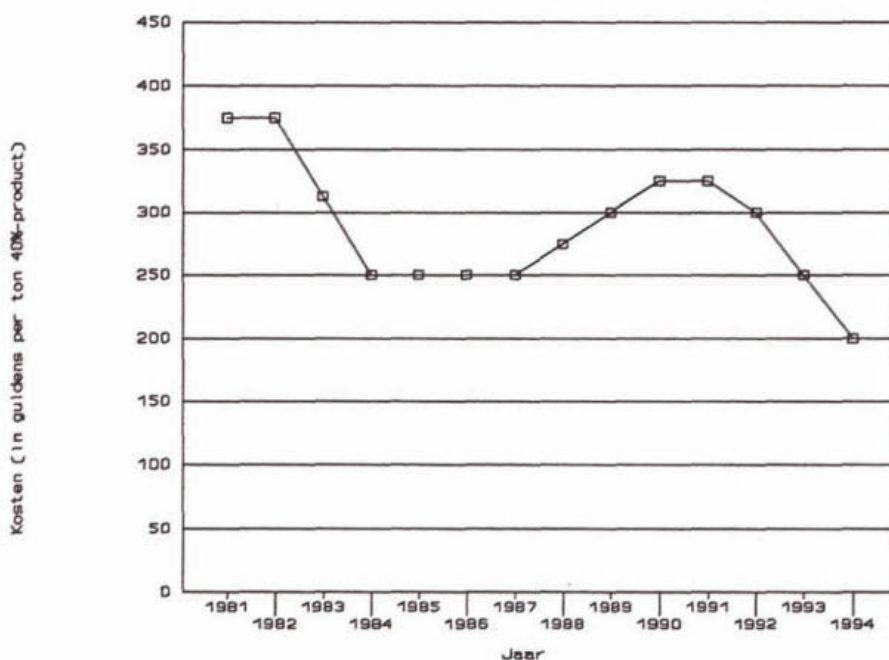
Ook spelen de mate van automatisering en het exacte ontwerp van het aanzuurproces een rol bij de hoogte van de stichtingskosten.

In figuur 14 zijn ter indicatie de niet aangepaste ramingen van WZHZ en WLF weergegeven, waarbij is uitgegaan van toepassing van HCl voor de aanzuring van het drinkwaterslib.

- De prijsontwikkeling van ferrichloride

In figuur 16 is de globale prijsontwikkeling van ferrichloride (exclusief BTW) vanaf 1981 tot heden weergegeven.

De kostprijs van ferrichloride wordt sterk beïnvloed door vraag en aanbod. Momenteel zijn er vier producenten met ruim voldoende productiecapaciteit.



Figuur 17 Ontwikkeling van de $FeCl_3$ -prijs

(bron: mondelinge informatie producenten en tussenhandelaren)

- De ontwatering op droogbedden bij scenario 1

Voor het afvoeren van drinkwaterslib naar de stort is een drogestofpercentage van minimaal 35% vereist. Hiervoor is een aantal ontwateringstechnieken beschikbaar, waaronder slibdroogvelden, centrifuges en filterpersen. Ontwatering op droogvelden is een relatief goedkope oplossing, maar is niet altijd mogelijk door het grote ruimtebeslag en het bezwaar van geuremissie. Ontwatering door middel van centrifuges en vooral door filterpersen is een duurdere oplossing, maar overal toepasbaar.

Bij de kostenberekeningen is uitgegaan van ontwatering door middel van ontwateringscentrifuges. Indien echter wordt uitgegaan van slibdroogvelden, worden de kosten voor scenario 1 lager, zodat tevens de verschillen tussen de scenario's 1 en 2 t/m 5 geringer worden.

- De wijziging van de kosten voor verdere verwerking en afzet van het slib
Als de kosten voor de verdere verwerking en afzet van drinkwaterslib niet tot de aangenomen waarde zullen toenemen, zal het kostenvoordeel van de toepassing van drinkwaterslib op rwzi's geringer zijn.
- Het ijzergehalte van het drinkwaterslib
Naarmate het ijzergehalte in het drinkwaterslib stijgt, wordt de toepassing van drinkwaterslib aantrekkelijker. In de berekeningen is uitgegaan van een gemiddeld ijzergehalte van 37%. Indien wordt uitgegaan van 34% (gemiddelde waarde van ijzerhoudend drinkwaterslib van oppervlaktewaterzuiveringen) of 40% (gemiddelde waarde van ijzerhoudend drinkwaterslib van grondwaterzuiveringen), worden de verschillen in kosten tussen scenario 1 en de scenario's 2 t/m 5 geringer, respectievelijk groter.
- Het drogestofgehalte van het drinkwaterslib
Bij de berekeningen is uitgegaan van een drogestofgehalte van het toe te passen slib van 25%. Bij een lager drogestofgehalte worden de transportkosten hoger, maar de kosten voor ontwatering lager. Het totale effect hiervan is niet op voorhand duidelijk. In voorkomende gevallen zal dat nader uitgewerkt moeten worden.
- De investeringen
Afwijkingen van de geraamde investeringskosten kunnen o.a. een gevolg zijn van de nauwkeurigheid van de ramingen, van lokale omstandigheden zoals de bodemgesteldheid en/of plaatselijk te stellen eisen (bijvoorbeeld vormgeving).
Indien de investeringen 50% hoger zijn, zullen de totale exploitatiekosten bij de scenario's 1 en 5 met 9 cent respectievelijk 16 cent per kg Fe toenemen.

In tabel 15 zijn, ter indicatie, voor een aantal wijzigingen in de uitgangspunten de aangepaste kosten voor de scenario's 1 en 5 gegeven. Hieruit blijkt dat de eerdere conclusie ten aanzien van de financiële aantrekkelijkheid van de toepassing van drinkwaterslib niet verandert als gevolg van de variatie in de uitgangspunten.

Tabel 16

Kosten voor de scenario's 1 en 5 bij wijziging van de uitgangspunten

	scenario 1	scenario 5	verschil tussen scenario 1 en 5
oorspronkelijke berekening (tabel 14)	8,23	6,52	1,71
HCl in plaats van H ₂ SO ₄	8,23	7,27	0,96
kosten ferrichloride 100 NLG/kmol (= 250 NLG/ton)	8,58	6,52	2,06
ontwatering op droogvelden bij scenario 1 (kosten circa 260 NLG/ton drogestof)	7,66	6,52	1,14
kosten verdere verwerking + afzet drinkwaterslib 150 NLG/ton	7,46	6,52	0,94
ijzergehalte van het drinkwaterslib:			
- 34%	8,52	6,85	1,67
- 37% (basis uitgangspunten)	8,23	6,52	1,71
- 40%	7,98	6,25	1,73
investeringen 50% hoger	8,32	6,68	1,64

9.1 Afvalstoffenbeleid

Het rijksbeleid met betrekking tot de verwijdering van afvalstoffen is verwoord in de Notitie Preventie en Hergebruik van Afvalstoffen, het Nationaal Milieubeleidsplan (NMP), NMP+, NMP 2 en het Meerjarenplan verwijdering gevaarlijke afvalstoffen. In artikel 10.1 van de Wet milieubeheer heeft de zogenaamde "ladder van Lansink" een wettelijke basis gekregen. De ladder van Lansink geeft een voorkeursvolgorde als het gaat om de verwerking van afval. Die volgorde is:

- a. kwantitatieve preventie;
- b. kwalitatieve preventie;
- c. produkthergebruik;
- d. materiaalhergebruik;
- e. verwijdering onder energiebenutting;
- f. verwijdering zonder energiebenutting;
- g. storten.

In het NMP worden de drinkwaterbedrijven ingedeeld bij de doelgroep "milieubedrijven". De gedachte van de overheid hierachter is dat de waterleidingbedrijven taken zouden kunnen vervullen die op de veiligstelling van het milieu zijn gericht. In het NMP staat letterlijk dat van de drinkwaterbedrijven specifiek wordt verlangd "dat zij meewerken aan het ontwikkelen van een oplossing voor de opslag van het (als chemisch afval geldende) zuiveringsslib van waterleidingbedrijven" [50]. Als beleidsmatig antwoord op de invulling van het begrip "milieubedrijf" verscheen in 1991 het VEWIN-Milieuplan (VMP). Het VMP houdt voor de waterleidingbedrijven die het onderschreven hebben een inspanningsverplichting in : het geeft richting aan het handelen. In dit plan staat ondermeer vermeld dat de waterleidingbedrijven zorg dienen te dragen voor een milieuhygiënisch verantwoorde verwijdering van de geproduceerde afvalstoffen met name door deze nuttig toe te passen. In juni 1993 is het VEWIN Milieuprogramma 1993 vastgelegd. De belangrijkste aktie die dit programma vermeldt op het gebied van afval- en reststoffen is het oprichten van een "Reststoffenorganisatie". Op 9 maart 1993 hebben 20 waterleidingbedrijven, die circa 60% van de Nederlandse drinkwaterproductie voor hun rekening nemen, een intentieverklaring getekend om te participeren in deze organisatie.

De doelstelling van de nog op te richten organisatie is: "het actief verlenen van diensten aan de deelnemende leden bij het zoeken naar en laten uitvoeren van een efficiënte, effectieve en milieuhygiënisch verantwoorde oplossing van de huidige en in de toekomst te verwachten reststoffenproblematiek".

9.2 Waterkwaliteitsbeleid

Met het in februari 1992 verschenen Beleidsstandpunt van de Regering over de notitie "Milieukwaliteitsdoelstellingen Bodem en Water (MILBOWA)" [46] en de Nota van wijziging van de Derde Nota Waterhuishouding, is op het gebied van normering een duidelijke stap gezet op weg naar uniformering in terminologie en afstemming van getalswaarden tussen de verschillende milieucompartimenten. De term "Algemene Milieukwaliteit" (kwaliteitsdoelstelling 2000) voor water en waterbodem uit de Derde Nota Waterhuishouding, wordt vervangen door de term grenswaarde. Daarnaast zijn voor 31 stoffen ook streefwaarden voor oppervlaktewater, waterbodem, bodem en grondwater vastgesteld. De bijbehorende realisatietermijn voor de grenswaarden is 2000 en voor de streefwaarden 2010. Zolang de doelstellingen niet wettelijk zijn geldt voor het realiseren van de grenswaarden een inspanningsverplichting voor de waterkwaliteitsbeheerder en geen resultaatverplichting.

In de Ontwerp-Evaluatienota Water 1993 is het beleid uit de Derde Nota Waterhuishouding getoetst en zijn aanvullende beleidsmaatregelen voor de periode 1994-1998 aangegeven. Duurzaam waterbeheer is daarbij uitgangspunt voor het beleid waarbij de streef- en grenswaarden voor de water(bodem)kwaliteit het referentiekader zullen geven. Met betrekking tot het terugdringen van nutriënten is de afgelopen jaren veel verbetering in gang gezet. Op basis van Europees beleid, Rijn Aktie Programma (RAP) en Noordzee Aktie Programma (NAP) zijn AMvB's op basis van de Wet verontreiniging oppervlaktewateren (Wvo) uitgevaardigd, op basis waarvan de P- en N-emissie per 1995 respectievelijk 1998 aanzienlijk gereduceerd moet zijn. Met betrekking tot organische microverontreinigingen en zware metalen is vooralsnog geen E.G. beleid geformuleerd. Voor deze stoffen zijn normen vigerend die zijn vervat in Milbowa. Naar het zich laat aanzien zal in de periode tot het jaar 2000 de grenswaarde voor de algemene milieukwaliteit niet overal bereikt kunnen worden. Gebiedsspecifieke uitwerking en differentiatie naar kwaliteit zullen noodzakelijk zijn. In toenemende mate zal een integrale benadering van de waterkwaliteit noodzakelijk zijn.

Bij het terugdringen van de verontreinigingen zal met name veel aandacht aan diffuse emissies worden besteed. Als zodanig noemt de evaluatienota:

- industriële bronnen
- landbouw
- atmosferische depositie
- overstorten van rioolstelsels
- corrosie van bouwmaterialen
- metaal en steenkoolteer bevattende scheepsverven
- met creosoot(olie) behandeld hout
- bestrijdingsmiddelen

In het kader van een verdere reductie van de emissie via de effluenten van rwzi's wordt voor de middellange termijn de aandacht vooral gericht op het ontwikkelen van technieken voor verdergaande reductie van zwevende stoffen in het effluent. De organische microverontreinigingen en zware metalen die thans worden geloosd, zijn voor een belangrijk deel aan deze zwevende stoffen gebonden. Voor de lange termijn zullen milieuvriendelijke producten en produktiemethoden een belangrijke bijdrage moeten leveren.

9.3 Regelgeving met betrekking tot nuttige inzet van drinkwaterslib op rwzi's

Hoofdstuk 6 behandelt een vijftal scenario's waarin hergebruik van drinkwaterslib op rwzi's aan de orde komt.

Hieronder volgt per scenario een overzicht van de belangrijkste wettelijke regelingen waar men als waterleidingbedrijf tegen aanloopt indien drinkwaterslib nuttig wordt ingezet bij rwzi's. Alvorens dit te doen wordt eerst een algemeen overzicht gegeven van de belangrijkste milieuwetten.

Algemeen

Voor zowel het waterleidingbedrijf als de rioolwaterzuiveringsinrichting vormt de Wet milieubeheer (Wm) de belangrijkste wettelijke regeling. Op grond van de Wm, met name het Inrichtingen- en vergunningenbesluit Milieubeheer (Ivb), zijn produktielocaties van waterleidingbedrijven (categorie 1 Ivb) en rwzi's (categorie 27 Ivb) vergunningplichtig. Om een inrichting in werking te mogen hebben is een milieuvergunning vereist. In deze integrale milieuvergunning zijn zes afzonderlijke vergunningen opgegaan, te weten de Hinderwetvergunning, en de vergunningen op grond van de Wet inzake de luchtverontreiniging (Wlv), de Wet geluidhinder (Wgh), de Afvalstoffenwet (AW), de Wet chemische afvalstoffen (Wca),

(de Mijnewet voor bovengrondse werken) en *twee ontheffingen* op grond van de Wet bodembescherming (Wbb) en de Wca.

De definitie van het begrip inrichting is ruim. Ook activiteiten die in de open lucht worden bedreven, bijv. mobiele slibontwateringsoperaties, vallen onder de inrichting en zijn derhalve vergunningplichtig.

Per 1 januari 1994 is het hoofdstuk Afvalstoffen van de Wm in werking getreden. Voor alle afvalstoffen zijn in dit hoofdstuk regelingen opgenomen. De Afvalstoffenwet en Wet chemische afvalstoffen zijn geheel ingetrokken. Een opvallend verschil met de oude wetgeving is dat het begrip afvalstof wordt gedefinieerd. De wetgever behandelt het begrip "afvalstoffen" samen met het begrip "zich ontdoen van" en probeert aldus duidelijkheid te scheppen over het bereik van de wet. Onder afvalstoffen vallen alle stoffen, preparaten of andere produkten, waarvan de houder zich - met het oog op de verwijdering daarvan - ontdoet, voornemens is zich te ontdoen of moet ontdoen. Toch is het ondanks deze definitie niet mogelijk het begrip afvalstoffen voor alle situaties eenduidig af te bakenen. Evenals tot dusverre zullen subjectieve factoren (intentie ontdoener, intentie ontvanger van de stof) en objectieve factoren (bijv. wie betaalt hoeveel, wat doet de ontvanger met de stof) een belangrijke rol blijven spelen bij de beantwoording van de vraag of een stof in een concreet geval een afvalstof is. Het belang om te weten of een activiteit of een inrichting grondstoffen of afvalstoffen betreft, houdt verband met de consequenties die de wetgever daaraan verbindt. Net als voor grondstoffen en produkten bepaalde regels gelden (bijv. Warenwetgeving), zijn er ook regels voor afvalstoffen (zie hoofdstuk Afvalstoffen Wm). In de Wet milieubeheer zijn twee bepalingen opgenomen op grond waarvan duidelijkheid kan worden geschapen over de vraag of een stof een afvalstof is. Ingevolge art. 1.1, tiende lid, kan een produkt bij AMvB als afvalstof worden aangewezen. Dit betekent dan dat dat produkt, ongeacht de intentie van de ontdoener, een afvalstof is. In art. 1.1 elfde lid Wm kunnen afvalstoffen bij AMvB niet meer als zodanig worden aangemerkt indien aan bepaalde voorwaarden is voldaan (zie verder uitwerking scenario 2).

Het hoofdstuk Afvalstoffen bestrijkt alle onderdelen van de afvalketen vanaf het ontstaan tot en met de verwijdering; het bevat ondermeer regels voor:

- preventieve maatregelen (produktverboden, etikettering, retourpremieregelingen);
- handelingen met afvalstoffen direct na het ontstaan ervan (het gescheiden houden van soorten afval. Bij het waterleidingbedrijf bijvoorbeeld het gescheiden houden van ontijzerings- en kalkslib);
- het zich ontdoen door afgifte van afvalstoffen.

Bij de verwijdering van afvalstoffen wordt onderscheid gemaakt in categorieën afval: huishoudelijk afval, bedrijfsafvalstoffen, autowrakken, gevaarlijke afvalstoffen en afvalwater.

Het Besluit aanwijzing gevaarlijke afvalstoffen (Baga), een AMvB op grond van artikel 1.1 Wet milieubeheer, geeft aan wat als gevaarlijk afval dient te worden beschouwd. Het Baga is de opvolger van het Baca (Besluit aanwijzing chemische afvalstoffen).

Het Baga bestaat uit een processenlijst, een stoffenlijst en een uitzonderingenlijst. De **processenlijst** staat centraal. Als een genoemde afvalstof vrijkomt in een op de lijst genoemd proces is van een gevaarlijke afvalstof sprake. De produktie van drinkwater komt niet voor in de processenlijst.

Pas als een bepaalde afvalstof niet voorkomt op de lijst van processen, wordt in het Baga de vraag van belang of in de afvalstof stoffen voorkomen die in de **stoffenlijst** zijn genoemd. De stoffenlijst bevat een opsomming van stoffen, waarbij de stoffen in vijf klassen zijn ingedeeld. Voor de klassen A, B, C en D geldt een - voor ieder van deze klassen verschillende - concentratiegrenswaarde. (Voor klasse E geldt geen concentratiegrenswaarde.) Afval-

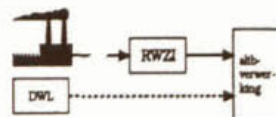
stoffen die geheel of gedeeltelijk bestaan uit stoffen , vermeld in de klassen A, B, C en D worden als gevaarlijke afvalstoffen aangemerkt, tenzij de concentratie van de stoffen in die afvalstoffen kleiner is dan de toepasselijke concentratiegrenswaarde.

In het Baga is tevens een anti-mengclausule opgenomen. Daarin staat dat bij de bepaling van de concentratie de gevolgen van verdamping, verdunning, vermenging of uitloging van de afvalstoffen niet in aanmerking worden genomen!

Een belangrijk deel van het bij drinkwaterproductiebedrijven vrijkomende drinkwaterslib moet als gevaarlijk afval worden beschouwd. De reden is dat er arseen in voorkomt, een stof die is ingedeeld in klasse A van de stoffenlijst. De concentratie overschrijdt vaak de voor die klasse gegeven concentratiegrenswaarde van 50 mg/kg droge stof. Drinkwaterslib dat derhalve minder dan 50 mg As/kg droge stof bevat, wordt aangemerkt als een bedrijfsafvalstof. De kwalificatie bedrijfsafval of gevaarlijk afval heeft consequenties voor de nuttige inzet van drinkwaterslib op rwzi's. Hieronder volgt per scenario een aantal aandachtspunten op het gebied van regelgeving. Figuur 17 geeft in een stroomschema weer welke wettelijke bepalingen van toepassing zijn bij de diverse scenario's (m.u.v. scenario 1).

Scenario 1: Geen hergebruik van drinkwaterslib, maar chemisch defosfateren met handelskwaliteit ijzerchloride.

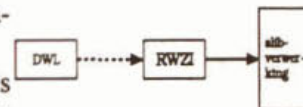
Dit is het meest eenvoudige scenario waarvoor geen aanvullende regels gelden en is derhalve niet in het stroomschema opgenomen. Voor het te gebruiken ijzer(III)chloride zijn op dit moment geen algemeen geldende kwaliteitseisen.



Scenario 2: Hergebruik van onbehandeld drinkwaterslib.

Voor de regels met betrekking tot afgifte en transport van drinkwaterslib wordt verwezen naar paragraaf 9.4.

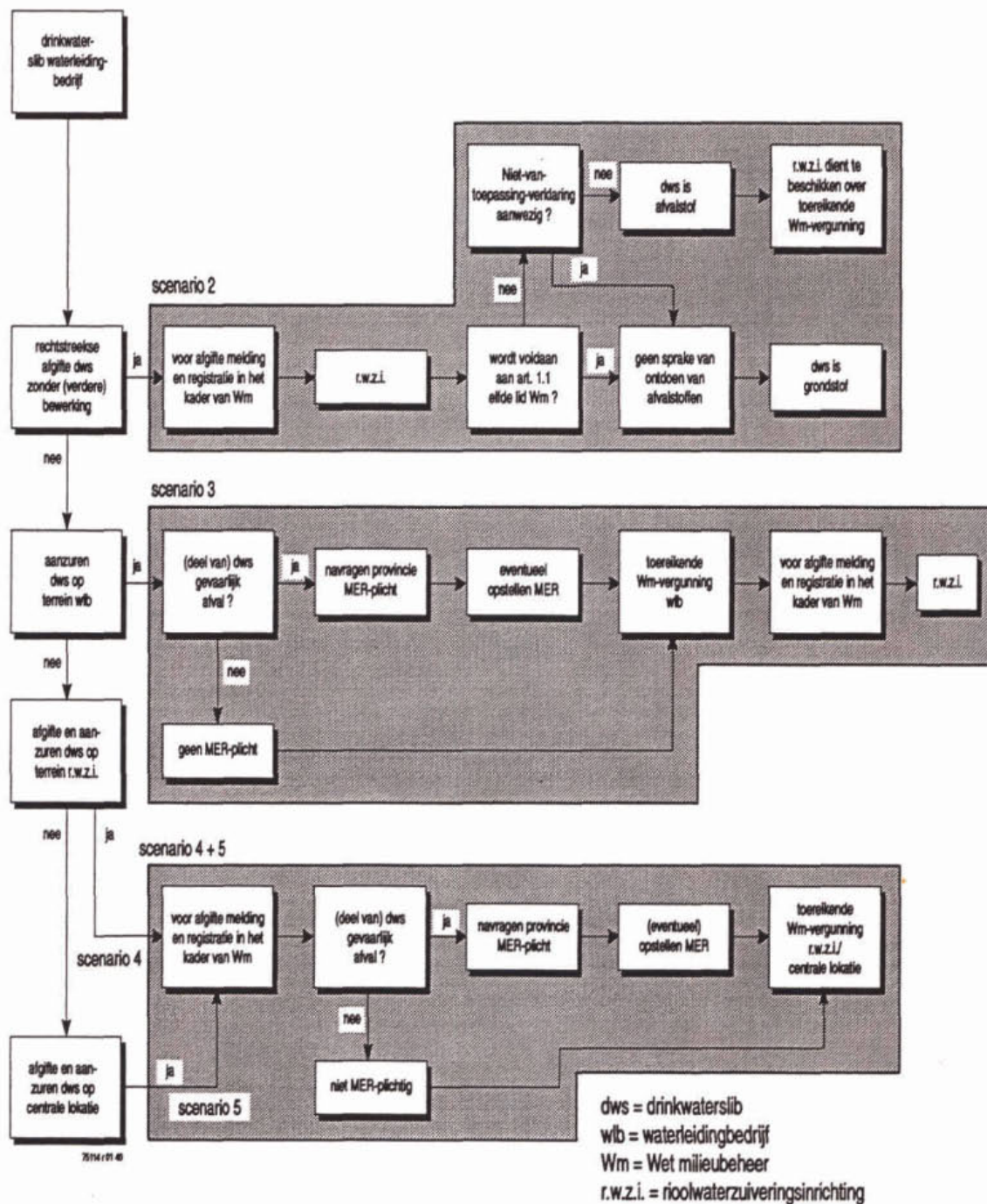
Van belang bij dit scenario is de vraag of het drinkwaterslib als grondstof of als afvalstof wordt aangemerkt (ongeacht het feit of het drinkwaterslib als gevaarlijk afval wordt gekenschetst). Uit jurisprudentie komt het volgende naar voren.



Met name de elementen nuttige aanwending, niet bewerken (geen tussenbewerkingen), bruikbaarheid en betaling zijn bepalend voor het feit of een afvalstof als grondstof wordt aangemerkt. Bij dit scenario is op de eerste plaats artikel 1.1 elfde lid Wm van belang. In dit artikel wordt de mogelijkheid geboden een regeling te treffen om het karakter van afvalstof te ontnemen. Artikel 1.1 elfde lid luidt als volgt: Bij AMvB kan in het belang van het bevorderen van het meer dan eenmaal gebruiken van stoffen, preparaten of andere produkten of het verwerken van produkten met het oog op gebruik voor hetzelfde of voor een ander doel dan waarvoor zij oorspronkelijk waren bestemd, worden bepaald dat niet van het zich ontdoen van afvalstoffen sprake is, indien bij die maatregel aangewezen stoffen, preparaten of andere produkten:

- door de houder rechtstreeks worden afgegeven aan een persoon die deze stoffen, preparaten of andere produkten geheel toepast op een bij die maatregel aangegeven wijze;
- voldoen aan bij die maatregel te stellen eisen.

De bedoeling is dat deze AMvB een lijst met afvalstoffen oplevert die, indien ze op een bepaalde wijze worden verwerkt, niet meer als afvalstoffen worden aangemerkt. Aangezien deze lijst met afvalstoffen nooit helemaal volledig zal zijn, blijft de Niet-van-Toepassing-verklaring voor individuele gevallen bestaan. Deze AMvB wordt naar verwachting eind 1994 ingevuld en zal volgens de huidige planning begin 1996 in werking treden.



Figuur 18 Stroomschema van relevante wettelijke bepalingen ingeval van nuttige inzet van drinkwaterslib op rwzi's

Indien de toepassing "rechtstreekse afgifte van onbehandeld drinkwaterslib aan rwzi's" niet onder de werking van deze AMvB valt, wordt het waterleidingbedrijf aangeraden een Niet-van-Toepassing-verklaring (N-v-T-verklaring) aan te vragen. Een N-v-T-verklaring heeft geen absolute betekenis omdat het juridisch "slechts" gaat om een uitleg van de wet. Het waterleidingbedrijf is ook niet verplicht een dergelijke verklaring aan te vragen. Toch wordt aangeraden deze verklaring aan te vragen uit oogpunt van zekerheid.

Volgens een N-v-T-verklaring worden sommige stoffen niet of niet langer als afvalstoffen gezien, indien degene bij wie ze zijn ontstaan de stoffen rechtstreeks afgeeft aan een ander. Die past de stoffen zonder enige voorbewerking voor honderd procent toe in een productie- of zuiveringsproces. Aard, eigenschappen of samenstelling van de stoffen worden daarbij niet gewijzigd. Deze toepassing mag niet vergelijkbaar zijn met enige gangbare wijze van afvalverwijdering.

De N-v-T-verklaring houdt in dat de handeling die de vraagsteller verricht met de gevaarlijke afvalstoffen, niet gezien wordt als het verwijderen van deze afvalstoffen volgens de wet. Het gaat meestal om het gebruik van de stoffen (als grondstoffen) tijdens het productieproces. De gebruikte afvalstof heeft niet langer het karakter van een afvalstof. Met de inwerkingtreding van de Wet milieubeheer op 1 maart 1993 is de afgifte van deze Niet-van-Toepassing-verklaringen van het Ministerie van VROM gedelegeerd naar de provincies. Voor de inzet van onbehandeld gevaarlijk drinkwaterslib bij leerlooierijen (ten behoeve van H_2S -binding) zijn reeds Niet-van-Toepassing-verklaringen verleend.

Indien het drinkwaterslib toch als afvalstof wordt beschouwd mag het alleen afgegeven worden aan een rwzi die een (milieu)vergunning heeft om dit slib te mogen accepteren/toepassen/verwerken.

Een belangrijk actiepoint voor de VEWIN met betrekking tot dit scenario is:

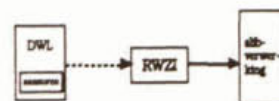
De VEWIN zou kunnen bewerkstelligen dat er geen sprake is van het ontdoen van afvalstoffen, door de inzet van onbehandeld drinkwaterslib onder de werking van artikel 1.1 elfde lid Wet milieubeheer te laten vallen.

Een belangrijk actiepoint voor het waterleidingbedrijf met betrekking tot dit scenario is:

Indien de inzet van onbehandeld drinkwaterslib niet onder de werking van artikel 1.1 elfde lid Wet milieubeheer valt, een Niet-van-Toepassing-verklaring aan te vragen.

Scenario 3: Hergebruik van aangezuurd drinkwaterslib, aanzuring op het waterleidingbedrijf

Wanneer drinkwaterslib op het terrein van het waterleidingbedrijf wordt aangezuurd, dient het waterleidingbedrijf over een milieuvergunning te beschikken, waarin ook het aanzuren van drinkwaterslib is meegenomen. Daarnaast is, wanneer het om gevaarlijk drinkwaterslib gaat, de herziening van het Besluit milieu-effectrapportage (Besluit m.e.r.) van belang [47]. Deze herziening van het Besluit m.e.r. heeft tot gevolg dat een nieuwe inrichting, of een onderdeel daarvan, bestemd voor het bewerken, verwerken of vernietigen van gevaarlijke afvalstoffen, in alle gevallen m.e.r.-plichtig is (ongeacht de capaciteit van de inrichting). Onder bewerken verstaat men een behandeling van gevaarlijke afvalstoffen waarbij geen chemische omzetting plaatsvindt (bijv. verkleinen, persen en shredderen). Verwerken en vernietigen zijn behandelingen van gevaarlijke afvalstoffen waarbij een chemische omzetting plaatsvindt, bijv. neutraliseren of verbranden. Hieronder vallen ook handelingen waarbij afvalstoffen geschikt worden gemaakt voor hergebruik of andere nuttige toepassingen. De verandering van een bestaande inrichting of een onderdeel daarvan is alleen m.e.r.-plichtig in die gevallen waarin de verandering betrekking heeft op een verwerkingscapaciteit van 25.000 ton per jaar of meer. Uitbreiding van een



bestaande inrichting met een **nieuwe** installatie valt direct onder de m.e.r.-plicht. Deze herziening treedt naar verwachting per 1 september 1994 in werking.

Bij dit scenario bestaat er toch enige twijfel of voor iedere drinkwaterproductielocatie die gevaarlijk drinkwaterslib aanzuurt een milieu-effectrapport (MER) dient te worden opgesteld. Wellicht is een wijziging/uitbreiding van de milieuvergunning (met het aanzuren) voldoende zonder dat een MER dient te worden opgesteld. Aangezien het bevoegd gezag voor de milieuvergunning in geval van gevaarlijke afvalstoffen de provincie is, verdient het aanbeveling de provincie te raadplegen over de m.e.r.-plicht.

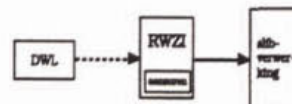
Voor de regels met betrekking tot afgifte en transport van drinkwaterslib wordt verwezen naar paragraaf 9.4.

De belangrijkste actiepunten voor het waterleidingbedrijf met betrekking tot dit scenario zijn:

- zorg voor een toereikende milieuvergunning;
- raadpleeg de provincie over de m.e.r.-plicht;
- indien nodig, stel een milieu-effectrapport op.

Scenario 4: Hergebruik van aangezuurd drinkwaterslib, aanzuring op de rioolwaterzuiveringsinrichting.

Indien drinkwaterslib wordt aangezuurd op de rwzi dient de rwzi over een milieuvergunning te beschikken, waarin ook het aanzuren van drinkwaterslib is meegenomen. Als waterleidingbedrijf mag men het slib dus alleen afgeven aan een rwzi die een vergunning heeft om dit slib te mogen accepteren/verwerken/bewerken. Voor de regels met betrekking tot afgifte en transport van drinkwaterslib wordt verwezen naar paragraaf 9.4.



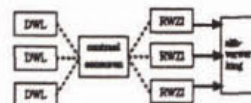
Volgens de herziening van het Besluit m.e.r. lijkt het of voor het aanzuren van gevaarlijk drinkwaterslib een MER dient te worden opgesteld. Echter de rwzi's zijn uitgezonderd van de m.e.r.-plicht; namelijk het uitsluitend opslaan, behandelen of reinigen van afvalwater in een afvalwaterzuiveringsinrichting is niet m.e.r.-plichtig. Het drinkwaterslib, dat aangezuurd wordt op de rwzi, wordt immers gebruikt om het afvalwater te defosfateren (= reinigen/behandelen). Ook hier verdient het evenwel aanbeveling om bij de provincie duidelijkheid te verkrijgen over de mer-plicht (actie voor de rwzi)

Het belangrijkste aandachtspunt voor het waterleidingbedrijf bij dit scenario is:

- Het drinkwaterslib mag alleen afgegeven worden aan een rwzi die een vergunning heeft om dit slib te mogen accepteren/verwerken/bewerken.

Scenario 5: Hergebruik van aangezuurd drinkwaterslib, opwerking op een centrale locatie.

Deze centrale locatie dient over een milieuvergunning te beschikken. Volgens het Ivb wordt de betreffende inrichting als een afvalstoffeninrichting aangemerkt (categorie 28 Ivb). Ingeval van bewerken van gevaarlijk afval is het zeer waarschijnlijk dat tevens een MER dient te worden opgesteld. Er dient met een



tijdsduur van circa 15 à 18 maanden na start van de MER (opstellen Startnotitie) rekening te worden gehouden, voordat met de bouw van de inrichting kan worden begonnen.

Bij dit scenario ligt het voor de hand dat gevaarlijk en niet gevaarlijk drinkwaterslib worden opgemengd, alvorens het slib wordt opgewerkt. Dit zou op gespannen voet kunnen staan met de "anti-mengclausule" in het Baga. Volgens deze clausule worden bij de bepaling van de concentraties van stoffen de gevolgen van verdamping, verdunning, vermenging of uitloging van de afvalstoffen niet in aanmerking genomen. Deze clausule strekt er toe mengen e.d. met

als doel om onder de gestelde concentratiegrenswaarde te komen, zinloos te maken. In dergelijke gevallen wordt de totale hoeveelheid afval aangemerkt als gevaarlijk afval. Echter deze clausule is niet van toepassing op het met vergunning bewerken of verwerken van afvalstoffen waarvan verdampen, vermengen etc. van de afvalstoffen onderdeel is. Indien dus in de vergunning voor de rwzi/centrale locatie vermeld staat dat diverse slibsoorten voor het aanzuren vermengd worden, dan is de anti-mengclausule niet van toepassing.

Het belangrijkste aandachtspunt voor het waterleidingbedrijf bij dit scenario is:

- Het drinkwaterslib mag alleen afgegeven worden aan een locatie die een vergunning heeft om dit slib te mogen accepteren/verwerken/bewerken.

9.4 Transport en afgifte van drinkwaterslib

Bij de scenario's 2 t/m 5 moet met het volgende rekening te worden gehouden:

De afgifte van drinkwaterslib, dat als bedrijfsafval wordt aangemerkt, valt onder de Verordening Bedrijfsafvalstoffen (VBA). Een aantal provincies hebben een VBA. In zijn algemeenheid houdt de VBA in dat alvorens bedrijven bedrijfsafval gaan afvoeren een ontheffing nodig is van de provincie (in geval van provinciegrensoverschrijdend transport dienen zowel de in- als uitvoerende provincie toestemming te geven). Op deze wijze houden provincies toezicht op het afvalverkeer en bovendien kan met behulp van de VBA gestuurd worden. Indien een bedrijf bijv. voornemens is bedrijfsafval te storten, terwijl in de provincie een hergebruiksmogelijkheid aanwezig is, zou voor het storten geen ontheffing verleend kunnen worden.

Bij de afvoer van bedrijfsafvalstoffen is een geleidebiljet (vrachtbrief) verplicht en daarnaast dient de afvoer van bedrijfsafval geregistreerd te worden. De registratie moet vijf jaar worden bewaard.

De provinciale milieuverordening (PMV) is van toepassing op de melding en afgifte van gevaarlijk afval. Ook hier geldt wederom een registratieplicht, de aanwezigheid van een begeleidingsbrief tijdens transport en een meldingensysteem. Ten opzichte van de VBA werkt het meldingensysteem iets anders. De zogenaamde primaire ontdoeners (dat zijn bedrijven die zelf geen afval ontvangen, maar zich alleen van afval ontdoen, bijvoorbeeld een waterleidingbedrijf) hoeven niet te melden. Dan meldt namelijk de ontvanger. Indien een rwzi dus als gevaarlijk bestempeld drinkwaterslib ontvangt, dient dit gemeld te worden door de ontvanger (dus rwzi). Uiteraard mag de ontdoener gevaarlijk afval alleen afgeven aan een inrichting die een vergunning heeft om dit afval te mogen bewaren, be-/verwerken etc. of die in het bezit is van een Niet-van-Toepassing-verklaring.

Uiterlijk 1 januari 1996 zal de VBA zijn opgenomen in de PMV.

9.5 Gevolgen voor de slib- en effluentkwaliteit van de rwzi

De Wet verontreiniging oppervlaktewateren (Wvo) en de op deze wet gebaseerde algemene maatregelen van bestuur (AmvB's) vormen het kader waarbinnen door het Rijk de kwaliteitszorg voor het oppervlaktewater geregeld is.

De kwaliteit van het te lozen water door de rwzi wordt door het stellen van eisen, gebaseerd op de best uitvoerbare zuiveringstechnieken gewaarborgd. De vergunningverlening inzake de Wvo is in handen gelegd van de waterkwaliteitsbeheerder.

Doseren van al dan niet aangezuurd drinkwaterslib mag de effluentkwaliteit niet zodanig verslechteren dat de lozingseisen worden overschreden. De lozingseisen voor het oppervlaktewater zijn echter afhankelijk van de functie van het ontvangende oppervlaktewater en het

bevoegd gezag. Wel kunnen bij de betreffende scenario's de gevolgen van doseren van drinkwaterslib op de effluentkwaliteit getoetst worden aan de streefwaarden/grenswaarden voor oppervlaktewater (MILBOWA-notitie) [46]. Uit het hoofdstuk Milieu-effecten blijkt dat bij een gemiddelde rwzi de Milbowa-grenswaarden voor koper, zink, cadmium nikkel en kwik (aanzienlijk) worden overschreden. Dosering van commercieel FeCl_3 of al dan niet aangezuurd drinkwaterslib (scenario's 2 t/m 5) laat geen verbetering van de effluentkwaliteit zien, maar nagenoeg ook geen verslechtering, onder de aannames zoals die in paragraaf 7.2 zijn verwoord. De Milbowa-streefwaarde voor arseen ($5 \mu\text{g/l}$) wordt echter bij geen van de scenario's overschreden (zie verder hoofdstuk 6).

Daarnaast dient er ook gekeken te worden naar de concentraties zware metalen in het zuiveringsslib bij de diverse scenario's. Uit het hoofdstuk Milieu-effecten blijkt dat de concentraties zware metalen in het zuiveringsslib niet in belangrijke mate worden verhoogd. De mogelijkheden van nuttige toepassing van zuiveringsslib worden mede als gevolg van strengere regelgeving (Besluit kwaliteit en gebruik overige organische meststoffen, "Boom") sterk beperkt. Het storten van zuiveringsslib wordt als minst gewenst aangemerkt. Zodoende staat in het Ontwerp-besluit stortverbod afvalstoffen (binnen inrichtingen) [48] dat slib, afkomstig van inrichtingen voor het biologisch zuiveren van afvalwater, en residuen, afkomstig van inrichtingen voor het verwerken van zodanig slib, met een organisch-stofgehalte van meer dan 10%, niet meer op of in de bodem mogen worden gebracht. Dit slib dient verwijderd te worden volgens een techniek die hoger op de verwijderingsladder staat.

De concentraties zware metalen in het zuiveringsslib worden bij alle scenario's niet of niet in belangrijke mate verhoogd. Indien het slib verbrand gaat worden, mag verwacht worden dat dit geen nadelige gevolgen voor de slibverbranding zal opleveren.

Wel moet voldaan worden aan het Besluit luchtemissies afvalverbranding.

9.6 Sturingsinstrumenten

Het is van belang dat de inzet van primaire grondstoffen wordt beperkt door afvalstoffen zoveel mogelijk in te zetten als secundaire grondstoffen.

Instrumenten om het storten van afvalstoffen onmogelijk te maken en dus nuttige inzet te stimuleren zijn de provinciale milieuverordening - voor bedrijfsafvalstoffen in een aantal provincies nu nog de verordening op bedrijfsafvalstoffen - en aan de vergunning te verbinden voorschriften.

Daarnaast biedt op termijn de AMvB op grond van art. 1.1 elfde lid Wm meer mogelijkheden om afvalstoffen nuttig in te zetten.

Ook kan genoemd worden het wetsvoorstel Verwijderingsbijdragen. Hierdoor kan de Minister van VROM een door de meerderheid van de bedrijfstak ingestelde verwijderingsbijdrage dwingend opleggen aan alle producenten binnen de bedrijfstak. De verwijderingsbijdrage is bedoeld voor de financiering van een afvalverwijderingsstructuur die door de producenten zelf is opgezet.

9.7 Europese regelgeving

Volgens de toelichting bij het Baga zal dit besluit niet ingrijpend worden aangepast bij implementatie van Europese regelgeving, met name de Richtlijn gevaarlijke afvalstoffen (91/689/EEG). Op basis van deze richtlijn wordt een zogenaamde European Waste Catalogue (EWC) opgesteld. Deze lijst dient een volledige en bindende opsomming te geven van alle stoffen die als gevaarlijke afvalstoffen worden aangemerkt. Volgens de concept-lijst van januari 1993 worden alle afvalstoffen vrijkomend bij de drinkwaterbereiding als niet-gevaarlijk aangemerkt. De Europese Commissie heeft echter verklaard dat het niet mogelijk was om binnen de gestelde tijd de EWC op te stellen. Immers de stoffen die op de EWC staan, worden in absolute zin als gevaarlijke afvalstoffen bestempeld, onder alle omstandigheden, terwijl het gevaar van bepaalde afvalstoffen afhangt van de concentratie van gevaarlijke

of giftige componenten in het afval of van de omstandigheden waarin het wordt opgeslagen of vervoerd. De Commissie stelt voor de criteria voor de op te stellen Lijst aan te passen, zodat rekening wordt gehouden met bron en samenstelling van de afvalstoffen, alsmede met maximaal aanvaardbare concentraties van bestanddelen. De streefdatum voor de lijst is nu gesteld op juni 1994. De inwerkingtreding van de Richtlijn is uitgesteld tot 1 januari 1995. Deze EWC zal naar verwachting niet veel invloed hebben op de nuttige inzet van drinkwaterslib bij rwzi's. De Nederlandse regelgeving (Baga) is op het punt van gevaarlijke afvalstoffen strenger dan de ontwerp-EWC.

9.8 Conclusies en aanbevelingen

Conclusies:

- Uit juridisch oogpunt is scenario 2 het eenvoudigst indien drinkwaterslib als een grondstof wordt aangemerkt. Deze optie staat ook hoog op de verwijderingsladder van Lansink.
- Het is zeer twijfelachtig of het aanzuren van gevaarlijk drinkwaterslib op het waterleidingbedrijf m.e.r.-plichtig is (scenario 3). Het aanzuren van drinkwaterslib op de rioolwaterzuiveringsinrichting (scenario 4) is waarschijnlijk niet m.e.r.-plichtig. Het opwerken van gevaarlijk drinkwaterslib op een centrale locatie (scenario 5) is waarschijnlijk wel m.e.r.-plichtig. Met het opstellen van een MER zijn tijd (15 à 18 maanden) en geld (1 à 2 ton) gemoeid.

Aanbevelingen:

- Door de VEWIN dient bevorderd te worden dat de nuttige inzet van drinkwaterslib bij rwzi's onder de werking van artikel 1.1 elfde lid Wet milieubeheer, waarin bepaald wordt dat afvalstoffen niet meer als zodanig worden aangemerkt indien aan bepaalde voorwaarden wordt voldaan, komt te vallen.
- Het systeem van Niet-van-Toepassing-verklaringen biedt met name bij scenario 2 goede perspectieven. Indien men meer zekerheid van de overheid wilt hebben kan een Niet-van-Toepassing-verklaring daartoe een goed hulpmiddel zijn.

Conclusies:Voordelen:

Een belangrijk milieuvoordeel van het nuttig toepassen van ijzerhoudend drinkwaterslib is een landelijke beperking van de te storten hoeveelheid van 30.000 tot 40.000 ton nat drinkwaterslib per jaar (12.500 ton drogestof).

Macro-economisch gezien wordt circa 2 gulden per kg ijzer bespaard bij de toepassing van aangezuurd ijzerhoudend slib bij de chemische defosfatering van afvalwater en de chemische conditionering van zuiveringsslib. Dit met inachtneming van de uitgangspunten voor de berekeningen.

Bij de toepassing van onbewerkt ijzerhoudend slib in de slibgisting van rwzi's is de anionenbelasting lager dan bij eenzelfde dosering ijzer in de vorm van ferrichloride.

Bij de toepassing van onbewerkt ijzerhoudend slib worden de besparingen geschat op f 3,50 per kg gedoseerd ijzer. De vraag naar onbewerkt ijzerhoudend slib is echter beperkt.

Nadelen:

Toepassing van ijzerhoudend drinkwaterslib beïnvloedt de kwaliteit van het effluent en de kwaliteit van het zuiveringsslib. Dit geldt met name voor het element arseen en in mindere mate voor het element koper. De precieze verdeling over slib en effluent is niet bekend omdat het verwijderingsrendement van de afzonderlijke verontreinigingen in een rwzi met een chemische defosfatering niet bekend is.

Doordat in drinkwater slib organischestof, klei en kalk als balaststoffen aanwezig zijn, neemt de produktie van zuiveringsslib toe ten opzichte van een vergelijkbare dosering van ijzer in de vorm van commercieel ferrichloride. Door alleen ijzerhoudend slib ($\text{Fe} > 30 \text{ gew\%}$) in beschouwing te nemen is deze toename marginaal. Capaciteitsproblemen met de verwerking van zuiveringsslib zijn dan ook niet te verwachten. Uitgangspunt hierbij is dat de effectiviteit van opgewerkt ijzerhoudend drinkwaterslib vergelijkbaar is met commerciële ferrizouten. De effectiviteit van aangezuurd ijzerhoudend slib kan echter onder bepaalde omstandigheden verslechteren, bijvoorbeeld door verouderingsprocessen.

Algemeen:

Ijzerhoudend drinkwaterslib kan circa 50% van de binnenlandse vraag naar driewaardig ijzer op rwzi's dekken (P-binding, S-binding, chemische conditionering van zuiveringsslib).

De opwerking van ijzerhoudend slib op een centrale locatie is niet duurder dan het opwerken bij een grote drinkwaterproduktielocatie of een grote rwzi.

Het is zeer twijfelachtig of het aanzuren van gevaarlijk drinkwaterslib op het waterleidingbedrijf m.e.r.-plichtig is. Het aanzuren van drinkwaterslib op de rioolwaterzuiveringsinrichting is waarschijnlijk niet m.e.r.-plichtig. Het opwerken van gevaarlijk drinkwaterslib op een centrale lokatie is waarschijnlijk wel m.e.r.-plichtig. Met het opstellen van een MER zijn tijd en gelden gemoeid.

Aanbevelingen:

Van de waterleidingbedrijven is nog een forse inspanning nodig om het slib in een geschikte vorm aan te leveren bij een rwzi of opwerkinstallatie. Vooral de procesmatige slib- en spoelwaterbehandeling moet op grote schaal worden ingevoerd.

De belasting van effluent en zuiveringsslib met additionele hoeveelheden zware metalen en arseen moet in een praktijkonderzoek geverifieerd worden. Onderzoek in het kader van het VEWIN-onderzoekprogramma op dit punt is gewenst.

Het gedrag van arseen in het natraject van de verwerking van zuiveringsslib bepaalt of er sprake is van een diffuse verspreiding van arseen in het milieu. Met name moet onderzocht worden of arseen in de asrest terecht komt bij de verbranding van zuiveringsslib. Eerste ervaringen met de verbranding van zuiveringsslib geven aan dat arseen in dezelfde mate in de as terecht komt als zware metalen als lood en koper.

Onderzoek moet duidelijk maken wat de invloed van veroudering is op de effectiviteit en oplosbaarheid van ijzerhoudend drinkwaterslib.

Een gecentraliseerde opwerking in het westen des lands ligt in de rede. De reststoffenorganisatie van de waterleidingbedrijven (in oprichting) zou hierin het voortouw kunnen nemen. Een sterk commitment van de bedrijfstak en waterkwaliteitbeheerders is nodig voor het welslagen van deze oplossing.

Toepassing van onbewerkt ijzerslib in de slibgisting voor het verwijderen van fosfaat verdient extra onderzoek in verband met de milieuhygienische en economische voordelen.

- 1 Aktor, H., Sources, Mechanisms of binding and mobility of heavy metals in ochreous sludge, in: Technical Papers of the 19^e-IWSA congress in Budapest, 4-8 oktober 1993.
- 2 Boekestijn, W., (1991). Het toepassen van ijzerhoudend drinkwaterslib voor defosfatering op RZI De Bilt, DHV Water BV januari 1992.
- 3 Bouma, S., (1994). Anwendung von angesäuertem Trinkwasserschamm bei der Verwendung von Abwasserklärslamm, DVGW-Intensivschulung: 'Vermeidung und Entsorgung von Wasserwerksrückständen, Kassel 15-16 März 1994.
- 4 Brandse F.A. (1993). In: KIWA/NVA Workshop "Nuttige inzet van drinkwaterslib bij rioolwaterzuiveringsinrichtingen", Kiwa SWE 93.016, juni 1993.
- 5 Broek W.B.P.van den, (1993). In: KIWA/NVA Workshop "Nuttige inzet van drinkwaterslib bij rioolwaterzuiveringsinrichtingen", Kiwa SWE 93.016, juni 1993.
- 6 Buis, R.G.J., (1990). Onderzoek naar het hergebruik van ijzerslib van drinkwaterbedrijven voor het defosfateren van afvalwater, DHV Water BV Onderzoeksrapportage augustus 1990.
- 7 Centraal Bureau voor de statistiek (1991) Waterkwaliteitsbeheer deel b, zuivering van afvalwater 1991.
- 8 Claessen V.W.M. (1993). In: KIWA/NVA Workshop "Nuttige inzet van drinkwaterslib bij rioolwaterzuiveringsinrichtingen", Kiwa SWE 93.016, juni 1993.
- 9 Cornwell, D.A., Cline, G. (1981) Demonstration Testing of Alum Recovery by Liquid-Ion Exchange, J. AWWA, 73:6:326.
- 10 Cuwvo(1986). Diffuse bronnen van waterverontreiniging
Cuwvo werkgroep VI, 1986
- 11 DHV Water BV (1991). Studie naar het hergebruik van ijzerslib van waterleidingbedrijven voor het defosfateren van afvalwater.
- 12 Dijltjens, W., Verreth, M., Geuzens, P.(1993). Beneficial applications and recovery of drinking water sludge, In: Proceedings CATS II Congress, Antwerp, 15-17 November 1993.
- 13 Eckhardt, H., Fink, A., Haberer, K., Viertel, G, (1989). Rückgewinnung von Flockungsmitteln aus Eisenhydroxideschlammen, Vom Wasser 73,351-363.
- 14 Eckhardt, H. (1991). Verwertung der Schlämme. DVGW-Schriftenreihe Wasser Nr.68, "Entsorgung von Wasserwerkschlämmen", p.39-63 Eschborn, 1991.
- 15 Eckhardt, H. (1991). Untersuchung zur Verwertung und Mengenreduzierung von Schlämmen aus der Trinkwasseraufbereitung, Forschungsbericht (14 705 14), ESWE-Institut für Wasserforschung und Wassertechnologie GmbH, Wiesbaden 1991.

- 16 Graveland A., Heijman S.G.J., Koppers H.M.M., (1993) 'Integral approach of water treatment residuals'. in: Technical Papers of the 19^e-IWSA congress in Budapest, 4-8 oktober 1993.
- 17 Heijman S.G.J., Koppers H.M.M.(1993). Ontarsening van ijzerhoudend drinkwaterslib, H₂O(26) 1993, nr 2, pag. 42-44
- 18 Heijman (1993). In: KIWA/NVA Workshop "Nuttige inzet van drinkwaterslib bij rioolwaterzuiveringsinrichtingen", Kiwa SWE 93.016, juni 1993.
- 19 King, P.H., Koppers, H.M.M., Vandermeijden, C., Eekeren, M.W.M., Wortel, N.C.- (1990). Optimizing Sludge Characteristics and Minimizing Generation, In: AWWARF/KIWA Cooperative Research Report Slib, Schlamm, Sludge, Denver 1990, USA.
- 20 Koppers, H.M.M., Heijman, S.G.J. (1991). Drinkwaterslib: van storten naar nuttig toepassen. H₂O(24) 1991,nr 25, p713-718.
- 21 Koppers, H.M.M., e.a., (1985). Gehalten aan anorganische stoffen in het slib van Nederlandse waterleidingbedrijven, Kiwa rapport SWE 85.004, april 1985.
- 22 Koppers, H.M.M., Hofman J.M., (1982). Afvalproblematiek bij de bereiding van drinkwater, H₂O(15) 1982, nr 21, p575-580.
- 23 Koreman, E.A. en van Breemen, A.N. (1991). Ontarsening van drinkwaterslib van Nederlandse Waterleidingbedrijven. H₂O (24) 1991, nr 4, pag. 96-100.
- 24 Kors L.J. (1993). In: KIWA/NVA Workshop "Nuttige inzet van drinkwaterslib bij rioolwaterzuiveringsinrichtingen", Kiwa SWE 93.016, juni 1993.
- 25 Kors, L.J. (1993). Drinkwaterslib in de 'biobak' (1993). Een integrale aanpak van de drinkwaterproductie, H₂O (26) 1993, nr.21, p606-609.
- 26 Lee, R.G., Eckhardt, H, Wortel, N.C., Koppers, H.M.M. (1990). Toxic Concerns Regarding Water Plant Wastes, In: AWWARF/KIWA Cooperative Research Report Slib, Schlamm, Sludge, Denver 1990, USA.
- 27 LNV(1991). Besluit kwaliteit en gebruik overige organische meststoffen (Boom) Besluit van 20 november 1991, Staatsblad 613
- 28 Masschelein, W.J., Devleminck, R., Genot, J. (1985). The feasibility of coagulant recycling by alkaline reaction of aluminium hydroxide sludges, Water res. Vol. 19, 1985, No. 11, p1363-1368.
- 29 Nieuwenhuyze, R.F. van, McTigue, N.E. and Lee, R.G. (1990). Beneficial applications and innovative sludge disposal methods. In: AWWARF/KIWA Cooperative Research Report Slib, Schlamm, Sludge, Denver 1990, USA.
- 30 Nieuwenhuyze, R.F. van, Sombekke, H.D.M., Baan, E. van de (1992). Ontwikkeling productie drinkwaterslib en filtermateriaal 1990-2020, Kiwa SWO 91.366 in opdracht van de VEWIN februari 1992.
- 31 Nooijen, W.F.J. (1984). De microstructuur van ijzerhydroxide slib. Onderzoeksverslag R 60, TH-Delft, 16 maart 1984.

- 32 NVA (1991). Slibwijzer van de NVA-slibcommissie, september 1991.
- 33 Oostelbos P.G.J.M., Bouma S., Dijk H., Heijman S.G.J. (1993). Toepassen van ijzerhoudend drinkwaterslib voor conditionering rioolwaterslib is aantrekkelijk, *H₂O* (26) 1993, nr. 10, p265-269.
- 34 Pigeon, P.E., Linstedt, K.D., Bennett, E.R., (1978). Recovery and reuse of iron coagulants in water treatment, *J.AWWA*, 70, 397-403, July 1978.
- 35 RIZA(1993). Derde Nota waterhuishouding. Ontwerp Evaluatienota Water 1993; aanvullende beleidsmaatregelen en financiering 1994- 1998; Rijkswaterstaat.
- 36 Saunders, F.M., Roeder, M.L., (1991). Coagulant recovery: a critical assessment AWWA Research Foundation ISBN 0-89867-533-2.
- 37 Sengupta, A.K., Shi, B., (1992). Selective alum recovery from clarifier sludge, *Journal AWWA Vol.84 no.1 January 1992*, p96-103.
- 38 Sombekke, H.D.M., Koppers, H.M.M., (1991). Inventarisatie verwijdering slib en overige afval-/reststoffen van drinkwaterproductiebedrijven, Kiwa rapport, SWO 91.226, in opdracht van het Ministerie van VROM mei 1991.
- 39 STORA (1992). Chemicaliën voor P- en N-verwijdering (1992), Programma PN-1992, STORA, Den Haag, 1992.
- 40 STORA (1992). Verzouting van effluent door fosfaatverwijdering (1992), Programma PN-1992, STORA, Den Haag, 1992.
- 41 Thole, S, (1993). Verwertung von eisenhaltigen Wasserwerksschlammern zur Phosphatelimination aus kommunalem Abwasser, Prüfungsarbeit, Fortschrittberichte VDI-Verlag Reihe 15: Umwelttechnik, Nr.117, Oktober 1993.
- 42 Verberne, A.J.P.,(1992). Hergebruik van drinkwaterslib voor defosfatering haalbaar?, *H₂O* (25) 1992, nr. 18, p478-485.
- 43 Verberne, A.J.P., Broek, W. van den, Wattenberg, J.H., (1993). Praktijkonderzoek naar vóórprecipitatie met drinkwaterslib, *H₂O* (26) 1993, nr. 25, p743-745.
- 44 Vlieg-Holtvoort. F.E.(1993). Onderzoek naar het hergebruik van ijzerslib uit de drinkwaterbereiding in de gisting van RZI Beilen, De Klaarmeester, april 1993.
- 45 Vlieg-Holtvoort F.E., (1993). In: KIWA/NVA Workshop "Nuttige inzet van drinkwaterslib bij rioolwaterzuiveringsinrichtingen", Kiwa SWE 93.016, juni 1993.
- 46 VROM (1991). Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water (Milbowa). Tweede Kamer, vergaderjaar 1990-1991, 21990, nrs. 1 en 2.
- 47 VROM en LNV (1993). Ontwerp Besluit Milieu-effectrapportage 1994, Ministeries van VROM en LNV, maart 1993.
- 48 VROM (1994). Ontwerp-besluit stortverbod afvalstoffen. Staatscourant 1994, nr. 58.
- 49 VROM Wet milieubeheer, wegwijzer Wet milieubeheer (afvalstoffen), maakt deel uit van een informatiepakket.

- 50 VROM (1988). Nationaal Milieubeleidsplan (NMP), Ministerie van VROM, SDU uitgeverij 's Gravenhage, tweede kamer vergaderjaar 88-89, 21 137, nrs. 1-2.
- 51 Wichmann, K. (1994). Verwertung von Rückständen aus der Wasseraufbereitung, DVGW-Intensivschulung: 'Vermeidung und Entsorgung von Wasserwerksrückständen, Kassel 15-16 März 1994.

Bijlage 1

Verdeling van de zuiveringscapaciteit in i.e.'s met onderverdeling naar typen rwzi's en het geprognostiseerde verbruik aan ijzerzouten in 1995, per provincie

Provincie	Gro- ningen	Fries- land	Drenthe	Over- ijssel	Flevo- land	Gelder- land	Utrecht	Noord- holland	Zuid- holland	Zeeland	Noord- Brabant	Limburg	Neder- land
Capaciteit (1.000 i.e.)	772	992	816	2052	254	2734	1610	3675	4175	582	4459	1705	23826
Aandeel van cap. in Nederl (%)	3.2	4.2	3.4	8.6	1.1	11.5	6.8	15.4	17.5	2.4	18.7	7.2	100
Type zuivering													
Oxidatiebedden	13	135	13	-	12	179	369	304	497	76	42	-	1638
- Aandeel van cap. in Prov (%)	1.7	13.6	1.6	0	4.7	6.5	22.9	8.3	11.9	13.1	0.9	0	6.9
Rwzi's met anaerobe slibstabilisatie													
- Aeratietanks	380	214	175	899	64	1050	154	2416	1455	239	2233	773	10052
- Tweekrups rwzi's	122	80	163	286	-	620	562	331	785	-	1059	136	4144
- Oxidatietanks (15 %)	19	12	18	0	2	22	20	12	30	33	19	1	187
- Carousels (17 %)	6	78	52	49	27	100	53	68	158	4	116	123	834
	+ ----	+ ----	+ ----	+ ----	+ ----	+ ----	+ ----	+ ----	+ ----	+ ----	+ ----	+ ----	+ ----
- Totaal	527	384	408	1234	93	1792	789	2827	2428	276	3427	1033	15217
- Aandeel van cap. in Prov (%)	68.3	38.7	50	60.1	36.6	65.5	49	76.9	58.2	47.4	76.9	60.6	63.9
Rwzi's met aerobe slibstabilisatie													
- Oxidatietanks (85 %)	107	66	104	0	10	123	113	65	169	186	108	8	1060
- Oxidatiesloten (continu)	76	10	37	214	6	94	13	112	108	22	302	63	1057
- Carousels (83 %)	29	378	255	240	133	491	257	332	772	18	567	602	4073
- Discontinue systemen	4	2	0			5	1	10	7	1	13		43
	+ ----	+ ----	+ ----	+ ----	+ ----	+ ----	+ ----	+ ----	+ ----	+ ----	+ ----	+ ----	+ ----
- Totaal	216	456	396	454	149	713	384	519	1056	227	990	673	6233
- Aandeel van cap. in Prov (%)	28	46	48.5	22.1	58.7	26.1	23.9	14.1	25.3	39	22.2	39.5	26.2
Overige rwzi's													
- Mechanische rwzi's	1			14		6		25	98				144
- Parallelle rwzi's	15	17		351		44	69		90				584
	+ ----	+ ----	+ ----	+ ----	+ ----	+ ----	+ ----	+ ----	+ ----	+ ----	+ ----	+ ----	+ ----
- Totaal	16	17	0	365	0	50	69	25	188	0	0	0	728
- Aandeel van cap. in Prov (%)	2.1	1.7	0	17.8	0	1.8	4.3	0.7	4.5	0	0	0	3.1
Verbruik van ijzerzouten per provincie (ton F)													
- Oxidatietanks (100 %)	126	78	122		12	145	133	77	199	219	127	9	1247
- Carousels (100 %)	35	456	307	289	160	591	310	400	930	22	683	725	4907
- Totaal in %	100.1	100	100.1	100	100	99.9	100.1	100	99.9	99.5	100	100.1	100.1
P-productie ton/j													
simultaan defosfateren ca. 29 %	5089	6539	5379	13527	1674	18022	10613	24225	27521	3836	29393	11239	157059
	2214	2844	2340	5884	728	7840	4617	10538	11972	1669	12786	4889	68321

[awzi-95]

