

IVM Instituut voor Milieuvraagstukken

---

**Minder schadelijke fosfaatvervangers in  
wasmiddelen**

I. van der Veen

M.H. Lamoree

---

Rapport W-10/18  
15 november 2010

---

---

Dit rapport is vrijgegeven door: Prof.dr. J. de Boer  
Hoofd van de afdeling Chemie & Biologie



 IVM Instituut voor  
Milieuvraagstukken

vrije Universiteit amsterdam



Opdrachtgever van dit rapport : Stichting Wetenschappelijk Natuur- en Milieubeleid

**IVM**

Instituut voor Milieuvraagstukken  
Vrije Universiteit Amsterdam  
De Boelelaan 1087  
1081 HV AMSTERDAM  
T +31 -20-598 9555  
F +31-20-598 9553  
E info@ivm.vu.nl

Stichting WNM  
Julianalaan 2  
7918 AJ NIEUWELANDE

**Copyright © 2010, Instituut voor Milieuvraagstukken**

Niets uit deze uitgave mag worden veelevoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke wijze ook, zonder voorgaande schriftelijke toestemming van de houder van het auteursrecht.

## Samenvatting

Fosfaten zijn in het aquatische milieu belangrijke voedingsstoffen. Indien er echter een te hoge concentratie aan fosfaten aanwezig is in het oppervlaktewater kan eutrofiëring optreden. In 1979 heeft de Nederlandse overheid besloten om fosfaten in het milieu terug proberen te dringen. Sindsdien zijn 285 van de 353 RWZI's in Nederland uitgerust met een additionele fosfaatverwijderingsstap. De zuiveringspercentages die behaald werden in de RWZI's met additionele fosfaatverwijdering lagen in 2008 tussen 69 en 94% van het aangevoerde fosfaat. Hierdoor bedroegen de uiteindelijke concentraties fosfaat in effluenten van deze RWZI's in 2008 0,7 tot 2,2 mg/L. Zonder additionele zuiveringsstappen bedroeg het zuiveringsrendement voor fosfaten 44-73%.

Een andere maatregel die genomen werd m.b.t. het terugdringen van de fosfaatconcentratie in oppervlaktewater was de vervanging van fosfaten in wasmiddelen voor alternatieven, zoals zeolieten, silicaten, citraat, ethyleen-diamine-tetra-azijnzuur (EDTA), nitrilo-tri-azijnzuur (NTA), polycarboxylaten en fosfonaten.

Tegenwoordig is de concentratie aan fosfaten in het oppervlaktewater in overeenstemming met de richtlijnen aangegeven door Stone et al. (2010), zodat eutrofiëring in hoge mate teruggedrongen is. Uiteraard heeft het gebruik van de alternatieven ook implicaties voor het aquatische milieu. De milieuschadelijkheid van de alternatieven voor fosfaat in wasmiddelen zijn in dit rapport geïnventariseerd.

Literatuuronderzoek wijst uit dat NTA en EDTA uit milieuoogpunt geen goede fosfaatvervangers in wasmiddelen zijn, vanwege de mobilisatie van zware metalen. Ook fosfonaten lijken geen goed alternatief, omdat bij afbraak van fosfonaten (net als bij fosfaten) een vorm van fosfor vrij komt waarna in analogie met de fosfaten eutrofiëring op kan treden.

Citraat is in principe een onschadelijke stof, maar omdat citraat een minder goede wateronthardende werking heeft dan fosfaten is citraat een minder functionele fosfaatvervanger. De aanwezigheid van silicaten in wasmiddelen kan bij direct contact met huid of ogen irritaties geven. Bovendien kan het gebruik van silicaten resulteren in vervuiling van zuiveringsslib met zware metalen. Daarom zijn silicaten evenmin goede vervangers voor fosfaten.

Van de tot op heden gebruikte fosfaatvervangers zijn zowel polycarboxylaten als zeolieten (in combinatie met soda) mogelijk goede fosfaatvervangers in wasmiddelen. Polycarboxylaten zijn, voor zover bekend, niet schadelijk voor de menselijke gezondheid en niet toxisch voor waterorganismen. In RWZI's worden polycarboxylaten verwijderd. Polycarboxylaten worden in het milieu slecht afgebroken, maar door de hechting aan slib komen polycarboxylaten vrijwel niet in het oppervlaktewater terecht. De toxiciteit van zeolieten is laag en over het algemeen vormen ze geen gezondheidsrisico voor mensen. Bij het gebruik van zeolieten is echter wel een cobuider nodig zoals soda of natriumsilicaten. Soda levert weinig nadelige milieueffecten op, behalve verzouting van het oppervlaktewater. Daarom zijn ook zeolieten mogelijk goede vervangers voor fosfaten in wasmiddelen.

## Inhoud

<b>Samenvatting</b>	<b>3</b>
<b>1 Inleiding</b>	<b>5</b>
<b>2 Fosfaten</b>	<b>6</b>
2.1 Fosfaten in wasmiddelen	6
2.2 Milieurelevantie	6
2.3 Conclusies m.b.t. de milieuschadelijkheid van fosfaten	8
<b>3 Fosfaatvervangers</b>	<b>10</b>
3.1 Zeolieten	10
3.2 Silicaten	11
3.3 Citraat	12
3.4 Ethyleen-diamine-tetra-azijnzuur (EDTA)	13
3.5 Nitrilo-tri-azijnzuur (NTA)	14
3.6 Polycarboxylaten	15
3.7 Fosfonaten	16
<b>4 Conclusies en aanbevelingen</b>	<b>17</b>
<b>Referenties</b>	<b>19</b>
<b>Websites</b>	<b>22</b>
<b>Afkortingenlijst</b>	<b>23</b>

## I Inleiding

In 1979 heeft de Nederlandse overheid besloten dat de (poly)fosfaten in wasmiddelen vervangen moesten worden door fosfaatvrije alternatieven en dat in rioolwaterzuiveringsinstallaties (RWZI's) additionele fosfaatverwijderingsstappen aangebracht moesten worden (Kroes, 1980). De Europese Commissie stelt met de Kaderrichtlijn Water (KRW) eisen aan de waterkwaliteit van de Europese lidstaten. Fosfaten staan op de indicatieve lijst van belangrijkste verontreinigende stoffen van richtlijn 2000/60/EC (European Commission, 2000). De fosfaten zelf zijn over het algemeen veilig te gebruiken met een minimaal toxisch effect. Het voornaamste nadeel van fosfaten is dat ze in het milieu eutrofiëring (een te sterke aanrijking van voedingsstoffen) veroorzaken, waardoor een explosieve algengroei kan ontstaan (Solanki et al., 2010).

Tegenwoordig worden als fosfaatvrije alternatieven in wasmiddelen zeolieten (= aluminiumsilicaten), silicaten, citraat, ethyleen-diamine-tetra-azijnzuur (EDTA), nitrilo-tri-azijnzuur (NTA), polycarboxylaten en fosfonaten gebruikt (Köhler, 2006; Ternan et al., 1998; Yu et al., 2008). NTA en EDTA zijn zeer slecht biologisch afbreekbaar. Wanneer NTA toch afbreekt worden nitraten gevormd die net als de fosfaten bijdragen aan eutrofiëring (Solanki et al., 2010). Verder zijn er indicaties dat sommige van de fosfaatvrije alternatieven toxisch en/of kankerverwekkend zouden zijn (Köhler, 2006). In tegenstelling tot (poly)fosfaten blijken de fosfaatvervangers, bij de gebruikte gehalten in wasmiddelen, zelfs al behoorlijk toxisch te kunnen zijn. Een dergelijke toxiciteit heeft niet alleen betekenis voor het milieu, maar ook voor de veiligheid in het huishouden.

Bij de Nederlandse visserijsector bestaat het vermoeden dat het door hen waargenomen teruglopen van de visvangsten na 1990 iets te maken zou kunnen hebben met de toxiciteit van fosfaatvervangers in wasmiddelen. Echter, een verband met de verminderde eutrofiëring van oppervlaktewater door de defosfatering van afvalstromen kan ook niet worden uitgesloten.

Het IVM heeft een literatuurstudie verricht naar de veiligheid en toxiciteit van de in Nederland in wasmiddelen gebruikte fosfaatvervangers. Verder is literatuuronderzoek verricht naar de gehalten die in het Nederlandse oppervlaktewater worden gemeten en naar de milieuveiligheid van het gebruik van de fosfaatvervangers. De resultaten hiervan staan in het voorliggende rapport beschreven.

## 2 Fosfaten

### 2.1 Fosfaten in wasmiddelen

In het verleden werden fosfaten onder andere aan een wasmiddel toegevoegd als waterontharder (ook wel builder of sequestreermiddel genoemd). De fosfaten gaan een verbinding aan met in het water aanwezige calcium en magnesium ionen, zodat deze zich niet kunnen binden aan de reinigende stof van het wasmiddel. Op deze manier wordt door de toevoeging van fosfaten de reinigende werking van het wasmiddel verhoogd (Köhler, 2006). Een tweede functie van fosfaten in wasmiddelen is het losmaken van vuildeeltjes van het textiel. Verder zorgen fosfaten ervoor dat de juiste pH wordt verkregen, zodat de werking van de wasactieve stoffen wordt bevorderd (Madsen et al., 2001).

In 1979 is de "Fosfaten-Nota 1979" opgesteld door de Nederlandse regering. Hierin werd gesteld dat wasmiddelen in 1985 fosfaatvrij moesten zijn. De fosfaten in wasmiddelen zijn vervolgens vervangen door fosfaatvrije alternatieven. Alleen in vaatwasmiddelen worden tegenwoordig nog fosfaten gebruikt (Kroes, 1980; Nijs et al., 2007; Wind, 2007).

### 2.2 Milieurelevantie

#### 2.2.1 Gedrag van fosfaten in het aquatische milieu

Bijna alle fosfor (P) is in het water aanwezig in de vorm van fosfaat. Dit fosfaat is doorgaans aanwezig als opgelost fosfaat of gebonden aan levende of dode deeltjes die zich in het water bevinden. Er zijn verschillende manieren waarop fosfaten in het aquatische milieu terecht kunnen komen. De belangrijkste bronnen zijn uitspoeling uit de landbouw via meststoffen voor de bodem, de veehouderij via mest, plantaardig materiaal, industrieel afval en huishoudelijk afval (CEEP, 2007; Wind, 2007)).

Fosfaten zijn over het algemeen veilig te gebruiken met een minimaal toxisch effect. In het aquatische milieu zijn fosfaten belangrijke voedingsstoffen. De gewenste concentratie fosfaat voor oppervlaktewater is 0,005 tot 0,5 mg/L (Stone et al., 2010). Wanneer fosfaten in een hogere concentratie aanwezig zijn, kan door een te sterke aanrijking van voedingsstoffen een explosieve algengroei ontstaan. Dit verschijnsel wordt eutrofiëring genoemd. Eutrofiëring kan leiden tot een zuurstoftekort in water, wat uiteindelijk tot gevolg kan hebben dat aquatische organismen, maar ook de algen zelf, in dit water niet meer kunnen overleven (Köhler, 2006; Malcorps, 2000; Solanki et al., 2010).

De Europese Commissie stelt met de Kaderrichtlijn Water (KRW) eisen aan de waterkwaliteit van de Europese lidstaten. De streefwaarde voor fosfaten in oppervlaktewater die in deze richtlijn is opgenomen is minder dan 0,15 mg/L fosfor (Hoogheemraadschap van Rijnland, 2009; Website 2010a, 2010).

#### 2.2.2 Gedrag van fosfaten in rioolwaterzuiveringsinstallaties

De laatste paar decennia is het beleid met betrekking tot de verwijdering van fosfaten uit afvalwater sterk aangescherpt. In enkele landen, waaronder Nederland, zijn fosfaatverwijderende systemen aangebracht in diverse RWZI's. Van in totaal 353 RWZI's in Nederland beschikken 285 zuiveringen over een additionele

fosfaatverwijderingsstap. De gemiddelde fosfaatgehalten die in 2008 nog aangetroffen werden in effluënten van deze zuiveringen waren 0,7 tot 2,2 mg/L voor verschillende zuiveringstypen. Met fosfaatverwijdering werden zuiveringspercentages van 69 tot 94% behaald. Voor de zuiveringen zonder specifieke fosfaatverwijdering bedroegen deze gehalten 2,1-5,4 mg/L en waren de zuiveringsrendementen 44-73% (Zeeuw et al., 2010).

Volgens de norm van de Europese Unie (Richtlijn 91/271/EEG) dient Nederland landelijk 75% van de totaal aangevoerde hoeveelheid fosfaat bij RWZI's uit het afvalwater te verwijderen. In 2008 verwijderde Nederland 83% van de aangevoerde hoeveelheid fosfaat, waarmee Nederland dus ruimschoots aan de norm van de Europese Unie voldoet (European Commission, 1991; Zeeuw et al., 2010).

### 2.2.3 Voorkomen van fosfaten in het aquatische milieu

Groot et al. (2003) onderzochten in 1997 de bodemkwaliteit van melkveehouderij- en groenteteeltlocaties in diverse gebieden in Nederland. De fosfaatgehalten die zij vonden in grondwater van melkveehouderijlocaties varieerden van <0,04 mg/L in Oudelande tot 15,48 mg/L in Warfum. Voor grondwatermonsters afkomstig van vollegronds groenteteeltlocaties vonden zij gehalten variërend van < 0,038 mg/L in Velden, Bakel en Moergestel tot 62,01 mg/L in Noordwijkerhout.

De Vereniging van Rivierwaterbedrijven (RIWA) doet jaarlijks onderzoek naar de kwaliteit van het water in de Rijn en in de Maas. In de Rijn wordt op diverse plaatsen al enige jaren de concentratie totaal fosfaat bepaald. De concentraties varieerden in 2006 van 0,02 mg/L tot 0,24 mg/L en in 2009 van 0,06 mg/L tot 1,38 mg/L. In de Maas is voor het laatst in 2006 door het RIWA de concentratie totaal fosfaat bepaald. Deze varieerde van 0,09 mg/L tot 0,43 mg/L.

Door Oenema et al. (2005) werden in 2005 in het IJsselmeer fosfaatconcentraties gemeten van 0,13 tot 0,18 mg/L. In Tabel 2.1 is een overzicht gegeven van de in Nederland gemeten fosfaatconcentraties in effluënten en oppervlaktewateren zoals gerapporteerd in bovengenoemde studies.

Tabel 2.1 Fosfaatconcentraties in Nederlandse effluënten en oppervlaktewateren

Min. (mg/L)	Max. (mg/L)	Type monster	Jaar	Locatie	Ref.
< 0,04	15,48	grondwater melkveehouderij- locaties	1997	diverse in Nederland	Groot et al. (2003)
< 0,038	62,01	grondwater groenteteelt- locaties	1997	diverse in Nederland	Groot et al. (2003)
0,02	0,24	oppervlaktewater	2006	Rijn	RIWA Rijn (2007)
0,012	0,224	oppervlaktewater	2007	Rijn	RIWA Rijn (2008)
0,08	1,23	oppervlaktewater	2008	Rijn	RIWA Rijn (2009)
0,06	1,38	oppervlaktewater	2009	Rijn	RIWA Rijn (2010)
0,09	0,43	oppervlaktewater	2006	Maas	RIWA Maas (2006)
0,13	0,18	oppervlaktewater	2005	IJsselmeer	Oenema et al. (2005)
0,7	2,2	effluënten	2008	RWZI's met additionele fosfaatverwijdering	Zeeuw et al. (2010)
2,1	5,4	effluënten	2008	RWZI's zonder additionele fosfaatverwijdering	Zeeuw et al. (2010)

### 2.3 Conclusies m.b.t. de milieuschadelijkheid van fosfaten

In 1979 is door de Nederlandse regering de "Fosfaten-Nota 1979" opgesteld. Hierna zijn wasmiddelen voor huishoudelijk gebruik in Nederland fosfaatvrij gemaakt en zijn een groot aantal RWZI's uitgebreid met additionele fosfaatverwijderingssystemen. Dit heeft geresulteerd in een concentratieafname van fosfaten in het Nederlandse oppervlaktewater. Fosfaten worden echter nog wel gebruikt in vaatwasmiddelen en ook in wasmiddelen die voor industriële doeleinden gebruikt worden. Andere belangrijkste bronnen van fosfaat zijn de landbouw via meststoffen, de veehouderij via mest en plantaardig materiaal. Aangezien niet al het in het afvalwater aanwezige fosfaat door RWZI's in Nederland wordt verwijderd komen fosfaten afkomstig uit industrieel en huishoudelijk afvalwater ook nog via het effluent van RWZI's in het oppervlaktewater terecht.

Wanneer de concentratie aan fosfaten in oppervlaktewater te hoog is, bestaat de kans dat eutrofiëring optreedt. In het aquatische milieu zijn fosfaten echter ook belangrijke voedingsstoffen. Het is dan ook niet gewenst om fosfaten volledig uit te bannen. De gewenste concentratie fosfaat voor oppervlaktewater is 0,005 tot 0,5 mg/L (Stone et al., 2010). De concentraties die gevonden zijn in oppervlaktewater in Nederland in bovengenoemde studie voldoen aan deze gewenste concentratienorm. Het huidige beleid van verminderd fosfaatgebruik in wasmiddelen in combinatie met de gangbare verwijderingssystemen van RWZI's in Nederland leidt tot een fosfaatgehalte in



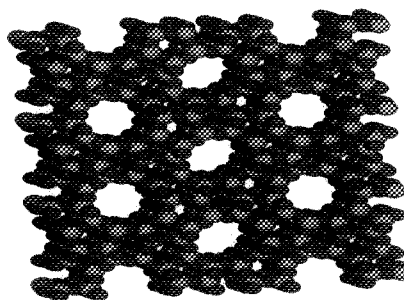
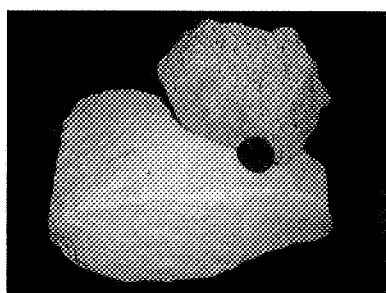
oppervlaktewater die een goede balans geeft tussen het vermijden van eutrofiëring en voldoende aanwezigheid van nutriënten voor de aquatische organismen.

## 3 Fosfaatvervangers

### 3.1 Zeolieten

#### 3.1.1 Algemeen

Zeolieten zijn mineralen met een structuur die bestaat uit een ruimtelijk rooster van aluminium- en siliciumoxiden (zie figuur 1 en 2). Tot de zeolieten behoren zowel stoffen die in de natuur voorkomen als ook stoffen die gesynthetiseerd worden. Er zijn circa 50 natuurlijke zeolieten bekend en meer dan honderd kunstmatige zeolieten.



*Figuur 1 Zeoliet (Figuur overgenomen van Website 2010b)*

*Figuur 2 Structuur van een zeoliet (Figuur overgenomen van Website 2010b).*

Zeolieten kunnen moleculen scheiden op basis van hun verschil in afmetingen, vorm en polariteit. Omdat het rooster van een zeoliet een zeer groot inwendig oppervlak heeft kunnen zeolieten tot wel 70% van hun gewicht aan vloeistof absorberen.

Bij diverse zeolieten zitten aan het rooster natriumionen gebonden. Deze binding is echter zeer zwak, waardoor deze ionen in een waterige oplossing eenvoudig vervangen kunnen worden door calcium- en magnesiumionen. Vanwege deze wateronthardende werking worden zeolieten gebruikt als fosfaatvervangers in wasmiddelen. Zeolieten alleen zijn echter niet geschikt om te voorkomen dat losgeweekt vuil ook weer terugslaat op de te wassen stoffen, waardoor toevoeging van een tweede wasactieve stof nodig is, een zogeheten cobuilder, zoals soda of silicaten. Soda en natriumsilicaten dragen beide voornamelijk bij aan het wasproces door hun alkalisch karakter (Fruijtier-Pölloth, 2009; Madsen et al. 2001; Malcorps, 2000; NVZ, 20002; Yu et al., 2008).

#### 3.1.2 Gedrag van zeolieten in het aquatische milieu

Zeolieten zijn relatief inert en zijn niet wateroplosbaar of biologisch afbreekbaar. In een RWZI hechten zeolieten zich aan het slib, waardoor ze grotendeels uit het water verwijderd worden (Malcorps, 2000; NVZ, 2002).

De toevoeging van soda is weinig milieubelastend. Het levert alleen uiteindelijk een verzouting van het oppervlaktewater op (zie paragraaf 3.2). Ook de toevoeging van silicaten resulteert in een toevoer van zouten aan het oppervlaktewater. Bovendien gaan silicaten onoplosbare verbindingen aan met zware metalen die uiteindelijk in het oppervlaktewater terechtkomen (zie paragraaf 3.2) (Malcorps, 2000; NVZ, 2002).

### 3.1.3 Toxiciteit van zeolieten

De toxiciteit van zeolieten is laag. Ze zijn niet giftig voor waterorganismen. Er zijn LC<sub>50</sub>-waarden voor vis gerapporteerd van > 680 mg/L voor een testduur van 96 uur. De NOEC is > 87 mg/L (Madsen et al., 2001).

Voor mensen vormen zeolieten over het algemeen geen gezondheidsrisico. De LD<sub>50</sub>-waarden voor orale toxiciteit van zeolieten voor ratten is > 5 g/kg lichaamsgewicht. Er is geen chronische toxiciteit gevonden en zeolieten zijn niet irriterend voor de huid. Zeolieten zijn niet tot lichtirriterend voor de ogen (Boyd, et al. 1999; Fruijtier-Pölloth, 2009; Madsen et al., 2001; Malcorps, 2000; NVZ, 2002).

## 3.2 Silicaten

### 3.2.1 Algemeen

Silicaten zijn zouten of esters van kiezelzuur (Si(OH)<sub>4</sub>). Als alkalische verbindingen worden ze onder meer gebruikt in wasmiddelen als ontharder. Daarnaast worden ze gebruikt om een juiste zuurgraad voor het wasproces te verkrijgen en om roestvorming in de wasmachine te voorkomen. Silicaten dragen bij aan de afbraak van vettige verbindingen, eiwitten en koolhydraten en maken deze beter wateroplosbaar (Ecolabelling Denmark, 2009; Keeley, 1983; Murawski, 1991; Yu, 2008).

### 3.2.2 Milieurelevantie van silicaten

#### Gedrag van silicaten in het aquatische milieu

De beïnvloeding van het aquatische milieu door silicaten is tweeledig. Natriumsilicaten maken het afvalwater alkalisch. Een RWZI moet het afvalwater neutraliseren voordat het water geloosd wordt, waardoor geen milieuproblemen te verwachten vanwege de zuurgraad. Wel komen bij het neutraliseringproces zouten vrij, waardoor verzouting van het oppervlaktewater plaats kan vinden.

Verder gaan silicaten onoplosbare verbindingen aan met zware metalen. In een RWZI worden deze verbindingen opgevangen, maar de resten komen uiteindelijk terecht in het zuiveringsslib (Malcorps, 2000; website 2010c).

#### Voorkomen van silicaten in het aquatische milieu

Door de RIWA vindt een jaarlijkse monitoring van silicaten plaats in de Rijn op diverse plaatsen in Nederland. De gemeten concentraties tussen 2006 en 2010 varieerden van < 0,234 mg/L tot 4,88 mg/L. In Tabel 3.1 is een overzicht gegeven van de in Nederland gemeten silicaatgehalten in oppervlaktewateren zoals gerapporteerd in bovengenoemde studies.

Tabel 3.1 Silicaatconcentraties in Nederlandse oppervlaktewateren

Min. (mg/L)	Max. (mg/L)	Type monster	Jaar	Locatie	Ref.
< 0,3	4,1	oppervlaktewater	2006	Rijn	RIWA Rijn (2007)
<0,3	4,88	oppervlaktewater	2007	Rijn	RIWA Rijn (2008)
< 0,3	3,9	oppervlaktewater	2008	Rijn	RIWA Rijn (2009)
< 0,234	3,74	oppervlaktewater	2009	Rijn	RIWA Rijn (2010)

### 3.2.3 Toxiciteit van silicaten

Natriumsilicaten hebben een sterk alkalisch karakter, waardoor bij direct contact met de ogen of de huid irritaties kunnen optreden. Silicaten zijn echter niet giftig bij opname (Yu et al., 2008; website 2010c). De  $EC_{50}$  van silicaten, bepaald met een acute 48- uurs- immobilisatie- test met watervlooien (*Ceriodaphnia cf. dubia*), is 0,28 - 49,01 mg/L (Warne et al., 1999).

## 3.3 Citraat

### 3.3.1 Algemeen

Citraat is het zout van citroenzuur. Het is een waterontharder en wordt als zodanig als fosfaatvervanger gebruikt in wasmiddelen. Citraat vangt de calcium- en magnesiumionen echter minder effectief weg dan fosfaten (Köhler, 2006; NVZ, 2002).

### 3.3.2 Milieurelevantie van citraat

Citraat en citroenzuur zijn zeer goed afbreekbaar en worden als veilig voor het milieu beschouwd (Madsen et al. 2001; NVZ, 2002; Yu et al., 2008).

### 3.3.3 Toxiciteit van citraat

Citraat wordt in het menselijk lichaam geoxideerd tot bicarbonaat en uitgescheiden met de urine. Citroenzuur en citraat worden veel in levensmiddelen gebruikt en zijn dan ook veilig voor mensen bij inname ( $LD_{50}$  citraat = 7,1 g/kg lichaamsgewicht van muizen). Citraat is niet mutageen en test negatief in reproductiestudies (European Commission, 2009; Russel, 1991; Warne et al., 1999).

Citraat is niet irriterend voor ogen en huid, maar geconcentreerde oplossingen van citroenzuur kunnen wel irriterende effecten op de ogen hebben. In wasmiddelen is de concentratie echter dusdanig laag, dat geen irriterende effecten van huid en ogen te verwachten zijn (Madsen et al., 2001).

Aangezien de  $\log K_{ow}$  van natriumcitraat laag is (-1,72) is het niet te verwachten dat natriumcitraat accumuleert in aquatische organismen. Bovendien is de toxiciteit van natriumcitraat ook voor aquatische organismen laag (NOEC voor *Daphnia Magna* is 80 mg/L) (Madsen et al., 2001).

### 3.4 Ethyleen-diamine-tetra-azijnzuur (EDTA)

#### 3.4.1 Algemeen

Ethyleen-diamine-tetra-azijnzuur (EDTA) is een totale fosfaatvervanger, waarbij geen cobuilders nodig zijn, zoals bij zeolieten. EDTA onthardt het water door binding van calcium en magnesium ionen en ondersteunt de reinigende werking van de wasactieve stoffen. Vanwege verwachte milieuproblemen (zie paragraaf 3.4.2) is het gebruik van EDTA in wasmiddelen die voor het Eco-label van de Europese Unie in aanmerking komen niet toegestaan (Köhler, 2006; Malcorps, 2000; Yu et al., 2008).

#### 3.4.2 Milieurelevantie van EDTA

##### Gedrag van EDTA in het aquatische milieu

EDTA gaat gemakkelijk verbindingen aan met zware metalen. De verbindingen die ontstaan, lossen gemakkelijk op in het water waardoor de zware metalen aanwezig blijven in het water en niet neerslaan en in het sediment terecht komen. Hierdoor kan drinkwater eventueel vervuild worden met metalen. EDTA is bovendien slecht biologisch afbreekbaar. EDTA is goed wateroplosbaar en het is dus niet te waarschijnlijk dat EDTA bioaccumuleert door opslag in het vetweefsel van aquatische organismen (Madsen et al., 2001; Malcorps, 2000).

##### Voorkomen van EDTA in het aquatische milieu

In de Rijn vindt op diverse plaatsen in Nederland al enige jaren monitoring van de concentratie EDTA plaats door de RIWA. De concentraties varieerden in 2006 van < 2 µg/L tot 19 µg/L en in 2009 van 2,6 µg/L tot 16,5 µg/L. In de Maas is in 2008 door de RIWA de concentratie EDTA bepaald in diverse plaatsen in Nederland. Deze varieerde van < 0,5 µg/L tot 20,1 µg/L. In Tabel 3.2 is een overzicht gegeven van de in Nederland gemeten EDTA-concentraties in oppervlaktewateren zoals gerapporteerd in bovengenoemde studies.

Door de RIWA zijn streefwaarden opgesteld voor de concentratie van diverse stoffen in het oppervlaktewater van de Maas, Rijn en Donau. De streefwaarde voor de concentratie EDTA in de Rijn en Maas is 5 µg/L. Deze norm wordt zowel in de Maas als in de Rijn op alle monsterlocaties diverse malen overschreden (RIWA Rijn, 2008; RIWA Rijn, 2010).

Tabel 3.2 EDTA-concentraties in Nederlandse oppervlaktewateren

Min. (µg/L)	Max. (µg/L)	Type monster	Jaar	Locatie	Ref.
< 2	19	oppervlaktewater	2006	Rijn	RIWA Rijn (2007)
2,5	14,8	oppervlaktewater	2007	Rijn	RIWA Rijn (2008)
< 2	23,7	oppervlaktewater	2008	Rijn	RIWA Rijn (2009)
2,6	16,5	oppervlaktewater	2009	Rijn	RIWA Rijn (2010)
< 5	20,1	oppervlaktewater	2008	Maas	RIWA Maas (2008)

### 3.4.3 Toxiciteit van EDTA

In Nederland heeft de Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer (STOWA) een lijst opgesteld met stoffen die mogelijk schadelijke effecten kunnen veroorzaken, maar die (nog) niet in het waterkwaliteitsbeleid zijn meegenomen. EDTA is een van de stoffen die op deze lijst geplaatst is (STOWA, 2010). Tevens komt EDTA voor op de lijst van stoffen die kandidaat zijn voor opname als prioritaire stof in de Europese KRW (European Commission, 2008).

EDTA is op zichzelf niet toxisch, maar door het vermogen om complexen te vormen heeft EDTA de eigenschap zware metalen uit slib vrij te maken en in het water opgelost te houden. EDTA is bij drinkwaterbereiding moeilijk te verwijderen en tevens kunnen zware metalen zoals cadmium en kwik opnieuw beschikbaar komen voor allerlei aquatische organismen. Doordat EDTA complexen vormt met zware metalen is de toxiciteit van EDTA voor aquatische organismen afhankelijk van de hardheid van het water. De  $LC_{50}$  van EDTA is 61,2 mg/L in zacht water, 401,7 mg/L in middel hard water en 807,3 mg/L in hard water (Madsen et al., 2001; RIWA Rijn, 2009).

## 3.5 Nitriilo-tri-azijnzuur (NTA)

### 3.5.1 Algemeen

Nitriilo-tri-azijnzuur (NTA) is net als EDTA een totale fosfaatvervanger. NTA onthardt het water en het ondersteunt de reinigende werking van de wasactieve stoffen (Malcorps, 2000). Vanwege verwachte milieuproblemen (zie paragraaf 3.5.2) is het gebruik van NTA in wasmiddelen die voor het Eco-label van de Europese Unie in aanmerking komen niet toegestaan (Köhler, 2006; Yu et al., 2008).

### 3.5.2 Milieurelevantie van NTA

#### Gedrag van NTA in het aquatische milieu

NTA gaat gemakkelijk verbindingen aan met zware metalen, waardoor zware metalen uit zuiveringsslib gemobiliseerd kunnen worden. De verbindingen die ontstaan lossen gemakkelijk op in het water, waardoor de zware metalen aanwezig blijven in het water (Köhler, 2006). Hierdoor kan drinkwater eventueel vervuild worden. NTA is bovendien slecht biologisch afbreekbaar. Wanneer NTA toch afbreekt, worden nitraten gevormd. Nitraten kunnen net als fosfaten bijdragen aan eutrofiëring (Madsen et al., 2001; Malcorps, 2000, Köhler, 2006).

#### Voorkomen van NTA in het aquatische milieu

In de Rijn wordt op diverse plaatsen al enige jaren de concentratie NTA bepaald door de RIWA. De concentraties varieerden in 2006 van < 1 µg/L tot 10 µg/L en in 2009 van < 3 µg/L tot 3,1 µg/L. In de Maas vindt geen monitoring van NTA plaats door de RIWA (RIWA Rijn, 2007; RIWA Rijn, 2008; RIWA Rijn, 2009; RIWA Rijn, 2010). In Tabel 3.3 is een overzicht gegeven van de in Nederland gemeten NTA-concentraties in oppervlaktewateren zoals gerapporteerd in bovengenoemde studies.

De Internationale Commissie ter Bescherming van de Rijn (ICBR) heeft een lijst opgesteld van stoffen die van belang zijn voor de drinkwaterkwaliteit. Hierbij is voor NTA een doelstelling van maximaal 5 µg/L vastgesteld (RIWA Rijn, 2007). In 2009 lagen alle bepaalde NTA-concentraties onder deze norm.

Tabel 3.3 NTA-concentraties in Nederlandse oppervlaktewateren

Max. ( $\mu\text{g/L}$ )	Max. ( $\mu\text{g/L}$ )	Type monster	Jaar	locatie	Ref.
< 1	10	oppervlaktewater	2006	Rijn	RIWA Rijn (2007)
0,6	60,1	oppervlaktewater	2007	Rijn	RIWA Rijn (2008)
< 0,5	3,8	oppervlaktewater	2008	Rijn	RIWA Rijn (2009)
0,6	3,1	oppervlaktewater	2009	Rijn	RIWA Rijn (2010)

### 3.5.3 Toxiciteit van NTA

NTA kan veroorzaken dat drinkwater met zware metalen vervuild wordt door de aanwezigheid van NTA (zie paragraaf 3.4.2). NTA heeft een lage toxiciteit voor vissen ( $LC_{50} = 560-1000 \text{ mg/L}$ ) en de acute toxiciteit voor ratten is ook relatief laag bij orale toediening ( $LD_{50} = 1460-2330 \text{ mg/kg}$  lichaamsgewicht). NTA heeft wel een irriterende werking op huid en ogen. NTA is een verdacht carcinogeen en is door de STOWA op de lijst van probleemstoffen gezet (Köhler, 2006; Madsen et al., 2001; STOWA, 2010).

## 3.6 Polycarboxylaten

### 3.6.1 Algemeen

Polycarboxylaten zijn wateroplosbare polymeren die zijn opgebouwd uit acrylzuur of acrylzuur in combinatie met maleïnezuur. Ook polycarboxylaten worden als ontharder gebruikt in wasmiddelen. Polycarboxylaten verhinderen dat losgeweekt vuil weer neerslaat op het te wassen textiel en zorgen ervoor dat zouten in oplossing blijven (Madsen et al., 2001).

### 3.6.2 Milieurelevantie van polycarboxylaten

Polycarboxylaten komen voornamelijk in het milieu terecht door hun gebruik in wasmiddelen. In een RWZI worden polycarboxylaten verwijderd door fysisch-chemische processen zoals adsorptie aan zwevend stof en neerslag van de vaste deeltjes. De polycarboxylaten komen op deze manier voornamelijk terecht in het zuiveringsslib van een RWZI. Het slib wordt in sommige landen door anaërobe vergisting gestabiliseerd en vervolgens gebruikt als meststof in de landbouw. Polycarboxylaten worden in het milieu slecht afgebroken, maar door de hechting aan slib komen polycarboxylaten vrijwel niet in het oppervlaktewater terecht (Madsen et al., 2001).

### 3.6.3 Toxiciteit van polycarboxylaten

Polycarboxylaten zijn voor zover bekend niet schadelijk voor de menselijke gezondheid en ze zijn niet toxisch voor waterorganismen.  $LC_{50}$ -waarden voor de acute toxiciteit van verschillende polycarboxylaten liggen allemaal boven de hoogst geteste concentraties ( $> 100 - 1000 \text{ mg/L}$ ). De  $LD_{50}$ -waarden voor orale toxiciteit van polycarboxylaten voor ratten is  $> 5 \text{ g/kg}$  lichaamsgewicht (Madsen et al., 2001).

## 3.7 Fosfonaten

### 3.7.1 Algemeen

De fosfonaten die in wasmiddelen gebruikt worden hebben in hun structuur twee of meer fosforhoudende (-C-PO<sub>3</sub>H<sub>2</sub>)-groepen. Ze zijn goed wateroplosbaar en hebben een goede chemische stabiliteit. Naast de wateronthardende eigenschap stabiliseren fosfonaten de bleekmiddelen door binding van metalen die de bleekmiddelen zouden kunnen inactiveren (Madsen et al., 2001).

### 3.7.2 Milieurelevantie van fosfonaten

#### Gedrag van fosfonaten in het aquatische milieu

De C-P bindingen in fosfonaten zijn zeer sterk, waardoor de fosfonaten een sterke chemische stabiliteit en een hoge resistentie bezitten tegen chemische, fotolytische en thermische afbraak. Wel kunnen fosfonaten microbiologische degradatie ondergaan. Hierbij kunnen fosfonaten uiteindelijk degraderen tot fosfaten. Fosfonaten worden grotendeels door een RWZI verwijderd uit het afvalwater (HERA, 2004; Madsen et al., 2001; Ohtake et al., 1996).

Aangezien de log K<sub>ow</sub> voor fosfonaten zeer laag is (variërend van -3,4 tot -4,43) is te verwachten dat bioaccumulatie van fosfonaten in aquatische organismen niet optreedt (Madsen et al., 2001)

#### Voorkomen van fosfonaten in het aquatische milieu

Volgens Madsen et al. (2001) zijn er geen analytische methoden beschikbaar die fosfonaten in milieurelevante concentraties kunnen meten. Daarom worden milieuconcentraties vaak voorspeld met behulp van modellen. Simulaties met deze modellen voorspellen dat maximale fosfonaatgehaltes in het aquatische milieu < 30 µg/L zijn. Wanneer verschuiving naar het sediment plaats vindt (100:1) en uitgegaan wordt van beperkte foto- en biodegradatie, is de verwachting dat gemiddelde fosfonaat concentraties in Europese rivieren in de orde grootte van 0,25 µg/L liggen (Madsen et al., 2001).

### 3.7.3 Toxiciteit van fosfonaten

LC<sub>50</sub> waarden voor verschillende fosfonaten en verschillende vissoorten variëren van 160 mg/L tot > 2400 mg/L in 96-uurs blootstellingstudies. Fosfonaten zijn niet mutageen en ze hebben geen invloed op reproductie. De orale toxiciteit van fosfonaten voor mensen is laag. De LD<sub>50</sub> van fosfonaten in rattenstudies varieert van 2.100 tot 17.800 mg/kg lichaamsgewicht wanneer oraal toegediend wordt en van > 4.000 tot > 15.800 bij dermale toediening (Madsen et al., 2001).

Geconcentreerde oplossingen van enkele van de fosfonaten (aminotris(methyleen)fosfonzuur (ATMP) en 1-Hydroxyethaandifosfonzuur (HEDP)) hebben lage pH-waarden van ongeveer 2,1. Deze oplossingen kunnen lichte huid- en oogirritatie opwekken. In wasmiddelen is de concentratie echter dusdanig laag dat geen irriterende effecten van huid en ogen is te verwachten (Madsen et al., 2001).



## 4 Conclusies en aanbevelingen

De toxiciteit van zeolieten is laag en voor mensen leveren zeolieten over het algemeen geen gezondheidsrisico's. Zeolieten worden in RWZI's verwijderd, zodat ze niet in het oppervlaktewater terechtkomen. Op basis van deze gegevens zijn zeolieten goede vervangers voor fosfaten in wasmiddelen. Bij zeolieten dient echter wel gebruik gemaakt te worden van een cobuilder zoals soda of natriumsilicaten. Soda levert weinig nadelige milieueffecten op, behalve verzouting van het oppervlakte water. Zeolieten (in combinatie met soda) zijn goede vervangers voor fosfaten in wasmiddelen. Het nadeel van het gebruik van silicaten is dat ze onoplosbare verbindingen aangaan met zware metalen. In RWZI's worden deze verbindingen weggevangen, maar de resten komen uiteindelijk wel terecht in het zuiverings-slib. Silicaten zijn niet schadelijk bij inname en leveren op deze manier geen risico op voor kleine kinderen indien ze wasmiddelen die silicaten bevatten inslikken. Bij direct contact met huid of ogen kunnen echter, door het alkalische karakter van silicaten, wel irritaties optreden.

Citraat is zeer goed afbreekbaar en er zijn geen schadelijke effecten op aquatische organismen beschreven in de literatuur. Daarnaast is citraat niet irriterend voor ogen en huid, maar geconcentreerde oplossingen van citroenzuur kunnen wel irriterende effecten op ogen hebben. In wasmiddelen is de concentratie citraat dusdanig laag, dat geen irriterende effecten van huid en ogen te verwachten zijn. Vanuit dit perspectief is citraat een goede vervanger voor fosfaten in wasmiddelen. Echter, citraat werkt in wasmiddelen als waterontharder minder goed dan fosfaten.

EDTA is op zichzelf niet toxisch, maar door het vermogen om complexen met metalen te vormen heeft EDTA de eigenschap zware metalen uit slib vrij te maken en in het water opgelost te houden. Hierdoor is EDTA bij drinkwaterbereiding moeilijk te verwijderen en kunnen zware metalen zoals cadmium en kwik opnieuw beschikbaar komen in het aquatische milieu. Het gebruik van EDTA als fosfaatvervanger in wasmiddelen is vanwege de milieueffecten niet aan te bevelen..

Net als EDTA gaat NTA complexen aan met zware metalen, waardoor de zware metalen uiteindelijk beschikbaar komen voor aquatische organismen. Bovendien is NTA slecht biologisch afbreekbaar. Wanneer NTA toch afbreekt, worden nitraten gevormd. Nitraten kunnen net als fosfaten bijdragen aan eutrofiëring. Ook NTA is vanuit milieuperspectief dan ook geen goede vervanger voor fosfaten in wasmiddelen.

Polycarboxylaten zijn voor zover bekend niet schadelijk voor de menselijke gezondheid en ze zijn niet toxisch voor waterorganismen. In RWZI's worden polycarboxylaten verwijderd. Polycarboxylaten worden in het milieu slecht afgebroken, maar door de hechting aan slib komen polycarboxylaten vrijwel niet in het oppervlaktewater terecht. Hieruit kan geconcludeerd worden dat polycarboxylaten mogelijk goede vervangers zijn voor fosfaten in wasmiddelen.

Fosfonaten zijn niet mutageen en ze hebben geen invloed op reproductie van aquatische organismen. De toxiciteit van fosfonaten voor mensen bij inname via de mond is laag. In wasmiddelen is de concentratie bovendien zodanig laag dat geen irriterende effecten van huid en ogen zijn te verwachten. Fosfonaten zijn zeer slecht afbreekbaar, maar kunnen wel microbiologische degradatie ondergaan. Hierbij kunnen fosfaten ontstaan. Fosfonaten worden grotendeels door RWZI's verwijderd uit het afvalwater. Het percentage fosfor in de in wasmiddelen gebruikte fosfonaten is vergelijkbaar met het percentage fosfor in fosfaten. Fosfonaten kunnen, net zoals fosfaten, een bijdrage leveren aan de eutrofiëring van het oppervlaktewater.

Fosfonaten zijn niet schadelijker of minder schadelijk dan fosfaten in wasmiddelen. Vervanging van fosfaten door fosfonaten heeft derhalve geen gevolgen voor het milieu.

Van alle in dit rapport beschreven alternatieven voor fosfaten in wasmiddelen lijken de polycarboxylaten en de zeolieten in combinatie met soda vanuit milieupzicht de minst schadelijke alternatieven die op dit moment toegepast worden in huishoudelijke, commerciële producten.

## Referenties

- Boyd, C.E. & Massaut, L. (1999). Risks associated with the use of chemicals in pond aquaculture. *Aquacultural Engineering*, 20, 113-132.
- CEEP, sector group of CEFIC. *Phosphates: a good environmental solution for detergents. augustus 2007.*  
<http://www.ceep-phosphates.org/Files/Document/80/CEEP%20eutrophication.pdf>
- Damme, S. van, Ysebaert, T., Meire, P. & Bergh, van den E. (1999). *Habitatstructuren, waterkwaliteit en leefgemeenschappen in het Schelde-estuarium*. Rapport instituut voor natuurbehoud 99/24 december.
- Ecolabelling Denmark (2009). *Revision of Ecolabel Criteria for Dishwashing Detergents*. Background report European Ecolabel ENV.G.2/SER2007/0073rl.
- European Commission (1991). Directive 91/271/EEC of the Council of the European communities of 21 May 1991 concerning urban waste water treatment. *Official journal of the European Union*, 135, 1-16.
- European Commission (2000). Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council on establishing a framework for community action in field of water policy. *Official journal of the European Union*, 327, 1-72.
- European Commission (2008). Directive 2008/105/EC of the European Parliament and of the Council on environmental quality standards in the field of water policy, amending and subsequently repealing Council Directives 82/176/EEC, 83/513/EEC, 84/156/EEC, 84/491/EEC, 86/280/EEC and amending Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council. *Official journal of the European Union*, 348, 84-97.
- European Commission (2009): The commission of the European Communities. Addition of vitamins and minerals. Commission regulation (ec) no 1170/2009. *Official journal of the European Union*, 314, 36-42.
- Fruijtier-Pölloth, C. (2009). The safety of synthetic zeolites used in detergents. *Archives of Toxicology*, 83, 23-35.
- Groot, J.M.S.M., Bronswijk, J.B. & Leeuwen, van T.C. (2003). *Landelijk meetnet bodemkwaliteit resultaten 1997*. RIVM-rapport 714801029.
- Hera (2004). Human & Environmental Risk Assessment on ingredients of European household cleaning products. Phosphonates (CAS 6419-19-8; 2809-21-4; 15827-60-8). *HERA draft report 6/9*
- Hoogheemraadschap van Rijnland (2009). Onderzoek naar vergaande zuiveringstechnieken. (september) 1-8.
- Keeley, C.T. (1983). Sodium Silicate: The Key Ingredient in Detergent Agglomeration. *Journal of the American oil chemists'society*, 60, 1370-1372.
- Köhler, J. (2006). Detergent Phosphates: an EU Policy Assessment. *Journal of Business Chemistry*, 3, 15-30.
- Kroes, H.W. (1980). *Replacement of phosphates in detergents*. Ministry of Public Health and Environmental Hygiene, Leidschendam, the Netherlands 90-93.
- Madsen, T., Buchardt Boyd, H., Nylén, D., Rathmann Pedersen, A., Petersen, G.L. & Simonsen, F. (2001). *Environmental and Health Assessment of Substances in Household Detergents and Cosmetic Detergent Products*. The Danish Environmental Protection Agency. Environmental Project No. 615.

- Malcorps, J. (2000). *Vraag nr. 245 Fosfaten-Milieu*.  
<http://docs.vlaamsparlament.be/docs/bva/atomisering/ato2000-2001/nr2/dua/245.pdf>
- Murawski, D. (1991). Ion chromatography for the analysis of household consumer products. *Journal of Chromatography*, 546, 351-367.
- Nijs, A.C.M. de; Pieters, B.J.; Grinten, E. van der, Durand, A.M., Lieste, R., & Verweij, W. (2007). *Afweging tussen generieke en regionale eutrofiëringsmaatregelen*. RIVM-rapport 607800001.
- NVZ, Nederlandse Vereniging voor Zeepfabrikanten (2002). *Guidance document Algemene Beoordelings-Methodiek (ABM) voor was- en reinigingsmiddelen*. 8 maart.
- Oenema, O., Liere, L. van & Schoumans, O. (2005). Effects of lowering nitrogen and phosphorus surpluses in agriculture on the quality of groundwater and surface water in the Netherlands. *Journal of Hydrology* 304, 289-301.
- Ohtake, H., Wu, H., Imazu, K., Anbe, Y., Kato, J. & Kuroda, A. (1996). Bacterial phosphonate degradation, phosphate oxidation and polyphosphate accumulation. *Resources, Conservation and Recycling* 18, 125-134.
- RIWA- Jaarrapport 2006 (2007). De Rijn. Vereniging van Rivierwaterbedrijven (RIWA) ISBN: 978-90-6683-124-7.
- RIWA- Jaarrapport 2007 (2008). De Rijn. Vereniging van Rivierwaterbedrijven (RIWA) ISBN: 978-90-6683-131-5.
- RIWA- Jaarrapport 2008 (2009). De Rijn. Vereniging van Rivierwaterbedrijven (RIWA) ISBN: 978-90-6683-136-0.
- RIWA- Jaarrapport 2009 (2010). De Rijn. Vereniging van Rivierwaterbedrijven (RIWA) ISBN: 978-90-6683-140-7.
- RIWA Maas jaarverslag 2006 (2006). De waterkwaliteit van de Maas in 2006. Vereniging van Rivierwaterbedrijven (RIWA) rapport.
- RIWA Maas jaarverslag 2007 (2007). De kwaliteit van het Maaswater in 2007. Vereniging van Rivierwaterbedrijven (RIWA) rapport.
- RIWA Maas jaarverslag 2008 (2008). De kwaliteit van het Maaswater in 2008. Vereniging van Rivierwaterbedrijven (RIWA) rapport.
- Russel, A.D. (1991). Mechanisms of bacterial resistance to non-antibiotics : food additives and food and pharmaceutical preservatives. *Journal of Applied Bacteriology* 71, 191-201.
- Solanki, V.R., Hussain, M.M. & Raja, S.S. (2010). Water quality assessment of Lake Pandu Bodhan, Andhra Pradesh State, India. *Environmental Monitoring and Assessment*, 163, 411-419.
- Stone, N.M. & Thomforde, H.K. (2010). *Understanding Your Fish Pond Water Analysis Report*. *Aquaculture/Fisheries Cooperative Extension*. Program University of Arkansas at Pine Bluff  
<http://aquanic.org/management%20practices/documents/coppersulfatephosphateissue.pdf>.
- STOWA (2010)  
[http://themas.stowa.nl/Themas/Monitoring\\_Nieuwe\\_Stoffen.aspx?rID=1090](http://themas.stowa.nl/Themas/Monitoring_Nieuwe_Stoffen.aspx?rID=1090) (2010).
- Ternan, N.G., Mc Grath, W., Mc Mullan, G. & Quinn, J.P. (1998). Organophosphonates: occurrence, synthesis and biodegradation by microorganisms. *World Journal of Microbiology & Biotechnology*, 14, 635-647.

- Warne, M.St.J., & Schifko, A.D. (1999). Toxicity of Laundry Detergent Components to a Freshwater Cladoceran and Their Contribution to Detergent Toxicity. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 44, 196-206.
- Wind, T. (2007). *The Role of Detergents in the Phosphate-Balance of European Surface Waters*. European Water Association (EWA) 1-19.
- Yu, Y.X., Zhao, J. & Bayly, A.E. (2008). Development of Surfactants and Builders in Detergent Formulations. *Chinese Journal of Chemical Engineering* 16, 517-527.
- Zeeuw, M. de & Baas, K. (2010). Verwijdering van fosfaat en stikstof door rioolwaterzuiveringsinstallaties, 2008. Centraal Bureau voor de Statistiek.

## Websites

Website 2010a, [http://europa.eu/legislation\\_summaries/agriculture/environment/l28002b\\_en.htm](http://europa.eu/legislation_summaries/agriculture/environment/l28002b_en.htm) (2010).

Website 2010b, <http://nl.wikipedia.org/wiki/Zeoliet>

Website 2010c, [http://www.isditproductveilig.nl/was\\_en\\_reinigingsmiddelen/pages/dictionary.php?page\\_id=11&dictionary\\_id=61](http://www.isditproductveilig.nl/was_en_reinigingsmiddelen/pages/dictionary.php?page_id=11&dictionary_id=61)

## Afkortingenlijst

ATMP	=	Aminotrismethyleenfosfonzuur
BOD	=	Biological Oxygen Demand
EC <sub>50</sub>	=	Effect Concentratie 50: de concentratie van een stof waarbij bij 50% van de geteste organismen het effect waarneembaar is
EDTA	=	Ethyleen-diamine-tetra-azijnzuur
HEDP	=	1-Hydroxyethaandifosfonzuur
ICBR	=	Internationale Commissie ter Bescherming van de Rijn
K <sub>ow</sub>	=	Octanol-water coëfficiënt
KRW	=	Kaderrichtlijn Water
LC <sub>50</sub>	=	Lethale Concentratie 50: de concentratie van een stof waarbij 50% van de organismen sterft
LD <sub>50</sub>	=	Lethale Dosis 50: de dosis van een stof waarbij 50% van de organismen sterft
NTA	=	Nitrilo-tri-azijnzuur
NVZ	=	Nederlandse Vereniging voor Zeepfabrikanten
RIWA	=	Vereniging van Rivierwaterbedrijven
RWZI	=	Rioolwaterzuiveringsinstallatie
STOWA	=	Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer